



UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS
CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

**BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DA FRAÇÃO ORGÂNICA
DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

FRANCINE SCHULZ

São Leopoldo, Março de 2015.

FRANCINE SCHULZ

**BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DA FRAÇÃO ORGÂNICA DE
RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Orientador: Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda

Banca examinadora: Prof. Dr. Armando B. Castilhos Jr.
Prof^a. Dra. Feliciane A. Brem

São Leopoldo, Março de 2015.

S388b Schulz, Francine
Biodigestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos / Francine Schulz – 2015.
112 f. : il. color. ; 30cm.

Dissertação (mestrado) - Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. São Leopoldo, RS, 2015.
Orientador: Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda.

1. Biogás. 2. Digestão anaeróbia. 3. Resíduo sólido urbano. 4. Biodigestor. I. Título. II. Miranda, Luis Alcides Schiavo.

CDU 662.767.2

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
(Bibliotecária Raquel Herbcz França – CRB 10/1795)

FRANCINE SCHULZ

**"BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DA FRAÇÃO ORGÂNICA DE
RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS"**

Dissertação apresentada como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Área de Concentração: Gerenciamento de Resíduos, da Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS.

Aprovada em 30 de março de 2015



Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda
Orientador – UNISINOS



Prof.ª Dr.ª Luciana Paulo Gomes
Coordenadora do PPGEC-UNISINOS

BANCA EXAMINADORA



Prof.ª Dr.ª Feliciane Andrade Brehm - UNISINOS



Prof. Dr. Armando Borges de Castilhos Júnior -UFSC

“Portanto, de que adianta ao homem ganhar o mundo inteiro e perder a sua alma?”.

Mc 8:36

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus por ter me dado força e ânimo de seguir em frente, mesmo em meio a inúmeras dificuldades e problemas até o término do projeto.

Agradeço imensamente a minha família, minha referência e meu porto seguro, que me apoiou e encorajou durante todo o tempo do mestrado. Especialmente ao meu pai que foi um companheiro e ajudante maravilhoso em cada ida ao aterro sanitário para coletar os resíduos e em cada inoculação do biorreator. Sem essa ajuda eu não teria conseguido realizar a parte experimental do projeto. Mãe: não precisa ficar com ciúmes, porque faltam as palavras pra te agradecer por toda roupa suja lavada e esterilizada (risos), além de toda compreensão e amor diários. Gabi, minha irmã querida, obrigada por ser sempre minha companheira e amiga. Amo muito todos vocês!

Também agradeço ao meu orientador, o professor Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda, pela calma e paciência durante o andamento do projeto. Obrigada pelo empenho na transmissão do seu conhecimento para o meu crescimento profissional.

Da mesma forma agradeço à professora Dra. Luciana Paulo Gomes pelo esforço e dedicação em fazer com que os equipamentos do Laboratório e sua estrutura estivessem sempre disponíveis e adequados para a realização das análises.

A todos os professores do PPGEC – UNISINOS: muito obrigada pelos conhecimentos repassados e lições ensinadas.

Aos meus chefes fica o agradecimento pela compreensão e flexibilidade para que eu pudesse assistir as aulas do mestrado, e, também realizar a parte experimental do meu projeto.

Aos colegas de trabalho da CORSAN, fica também o meu muito obrigado pela compreensão, por suportar o mau cheiro das análises dos sólidos (risos) e pelo apoio e incentivo durante o andamento do projeto. Agradeço especialmente à Carine Molz por ter me apresentado ao Luis e ao PPGEC da UNISINOS e a Andréia Cristina Paes pelo apoio e ajuda na análise dos sólidos.

Agradeço também aos colegas do Laboratório de Saneamento Ambiental Carol Lobato, Bruna Ribeiro, Bruna Serena, Neuri Rempel, Lilian, Ândrea Souza, Aimee e Alisson

Schons pela ajuda nas análises e pelo companherismo. Agradeço da mesma forma à Simone Trisch e à equipe da secretaria do PPGECC pela disposição em ajudar sempre que necessário.

Ao Sr. Juarez P. Golarte (funcionário da ETE UNISINOS) pela contribuição no projeto, zelando pelo experimento: Muito obrigada! Sua ajuda foi valiosa.

Agradeço ao pessoal do aterro sanitário de São Leopoldo, principalmente à equipe da esteira de triagem que facilitou o meu acesso ao local e à coleta dos resíduos.

Por fim, agradeço a todos aqueles que me incentivaram, auxiliaram e apoiaram durante todas as etapas do mestrado, contribuindo para a minha formação humana, psicológica, espiritual e técnica. Pr Reginaldo Magalhães, Cláudia, Dorotea Frank Kersch, Marcela Zini, Ângela, Rafa, Cristiano e Mari Farias, Cristina Gil, e tantos outros: palavras não podem expressar a grandeza e a importância das orações e da amizade verdadeira. Obrigada!

FONTES DE FINANCIAMENTO DA PESQUISA



C A P E S

**CONSELHO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO CIENTÍFICO E
TECNOLÓGICO**



**PROGRAMA DE SUPORTE À PÓS-GRADUAÇÃO DE INSTITUIÇÕES DE ENSINO
PARTICULARES (PROSUP)**

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	21
1.1	OBJETIVOS	23
1.1.1	Objetivo geral	23
1.1.2	Objetivos específicos	23
1.2	ESTRUTURA DA PESQUISA	23
1.3	DELIMITAÇÕES DO TRABALHO	23
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	25
2.1	CONTEXTO DA GESTÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO BRASIL	25
2.1.1	Produção e disposição final dos resíduos sólidos urbanos	27
2.1.2	Composição dos resíduos sólidos urbanos	28
2.1.3	Disposição dos RSU na cidade de São Leopoldo	29
2.2	TECNOLOGIAS EMPREGADAS NO TRATAMENTO DOS RSU	30
2.2.1	Biodigestão anaeróbia	32
2.3	INTERFERENTES NO PROCESSO DA DIGESTÃO ANAERÓBIA	40
2.3.1	Escolha do biorreator	40
2.3.2	Partida do reator	42
2.3.3	Umidade no reator	42
2.3.4	Massa bacteriana	43
2.3.5	Adição de inóculos	43
2.3.6	Nutrientes e codigestão	44
2.3.7	Temperatura	45
2.3.8	Tempo de Retenção de Sólidos (TRS)	47
2.3.9	Sobrecarga orgânica	47
2.3.10	pH	48
2.3.11	Pré-tratamento da fração orgânica	49
2.3.12	Outros contaminantes e inibidores	50
2.4	CARACTERIZAÇÃO DO BIOSSÓLIDO GERADO NA DIGESTÃO ANAERÓBIA	51
2.5	CONSIDERAÇÕES SOBRE A GERAÇÃO DE BIOGÁS EM ESCALA REAL	53
3	MATERIAIS E MÉTODOS	55
3.1	SISTEMA EXPERIMENTAL	55
3.2	OPERAÇÃO DO BIORREATOR ANAERÓBIO	56
3.2.1	Sistema de agitação e controle da temperatura	57
3.2.2	Inoculação	58
3.2.3	Coleta das amostras	60
3.3	SUBSTRATOS E INSUMOS UTILIZADOS	60
3.3.1	Fração orgânica do RSU	60
3.3.2	Adição de insumos	60
3.4	MONITORAMENTO DA VAZÃO DE BIOGÁS, E DETERMINAÇÃO DO TEOR DE METANO	61
3.4.1	Medição da vazão e caracterização do biogás	61
3.4.2	Determinação do teor de CH ₄ , CO ₂ , H ₂ S e NH ₃	62
3.5	MONITORAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL	63
3.5.1	Determinação do teor de sólidos	65
3.5.2	Preparação da amostra sólida para a determinação de Nitrogênio Total, Fósforo Total e COT	65
3.5.3	Determinação da Acidez Total, Alcalinidade e pH	65
3.6	TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS	65
4	APRESENTAÇÃO, ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	67
4.1	GRAVIMETRIA E DISTRIBUIÇÃO GRANULOMÉTRICA DO RSU BRUTO	67
4.2	BATELADA 01	68
4.3	BATELADA 02	73
4.4	BATELADA 03	79

4.5	BATELADA 04	84
4.6	BATELADA 05	88
4.7	COMPARATIVO ENTRE AS BATELADAS	93
5	CONCLUSÕES	98
5.1	CONSIDERAÇÕES FINAIS	98
5.2	SUGESTÕES PARA ESTUDOS FUTUROS	99
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	100

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Rendimento de biogás pela DA de resíduos sólidos orgânicos.	39
Tabela 2 – Descrição das classes de lodo de esgoto ou produtos derivados.	52
Tabela 3 – Tecnologia comercial de geração de biogás tratando RSU.	54
Tabela 4 – Dados técnicos do sistema operacional.	56
Tabela 5 – Dados operacionais de cada batelada do estudo.	56
Tabela 6 – Resultados das análises físico-químicas do RSU bruto e do inóculo (Batelada 01).	70
Tabela 7 – Resultados das análises físico-químicas das amostras coletadas (Batelada 01).	70
Tabela 8 – Resultados das análises físico-químicas do RSU bruto e do inóculo (Batelada 01).	75
Tabela 9 – Resultados das análises físico-químicas das amostras coletadas (Batelada 02).	76
Tabela 10 – Resultados das análises físico-químicas do RSU bruto e do inóculo (Batelada 03).	81
Tabela 11 – Resultados das análises físico-químicas das amostras coletadas (Batelada 03). ...	82
Tabela 12 – Teores dos principais gases da Digestão Anaeróbia (Batelada 03).	84
Tabela 13 – Resultados das análises físico-químicas do RSU bruto e do inóculo (Batelada 04).	85
Tabela 14 – Resultados das análises físico-químicas das amostras coletadas (Batelada 04). ...	86
Tabela 15 – Resultados das análises físico-químicas do RSU bruto e do inóculo (Batelada 05).	90
Tabela 16 – Resultados das análises físico-químicas das amostras coletadas (Batelada 05). ...	91
Tabela 17 – Teores dos principais gases da Digestão Anaeróbia (Batelada 05).	93
Tabela 18 – Características da inoculação de cada bateladada estudada e os valores obtidos para a produção acumulada de biogás ao final de cada uma delas.	93
Tabela 19 – Comparação entre as bateladas considerando os 15 primeiros dias de medição. .	93
Tabela 20 – Comparação entre as bateladas, considerando a produção acumulada de biogás em 15 dias.	94
Tabela 21 – Resultados obtidos para o RSU bruto e ao final de cada batelada para os parâmetros analíticos efetuados neste estudo.	94

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Destinação final de RSU (t/dia).	28
Figura 2 – Composição gravimétrica dos RSU no Brasil.....	29
Figura 3 – Fluxo do Processo da Digestão Anaeróbia.....	35
Figura 4 – Sistema Experimental da Digestão Anaeróbia.	55
Figura 5 – Digestor Anaeróbio	57
Figura 6 – Abertura do sistema para retirada do material digerido em excesso.....	58
Figura 7 – Fluxograma simplificado da digestão anaeróbia em cada batelada do estudo.....	59
Figura 8 – Medidor de vazão do biogás.	61
Figura 9 – Kit analítico para análise de biogás da EMBRAPA.....	62
Figura 10 – Granulometria dos RSU estudados.	67
Figura 11 – Distribuição Gravimétrica do RSU	67
Figura 12 – Produção diária de biogás (L) da Batelada 01.	68
Figura 13 – Produção de biogás (Batelada 01) frente à variação de temperatura e de pH.....	69
Figura 14 – Resultados das análises de sólidos (%) da Batelada 01 ao longo do tempo.	71
Figura 15 – Variação da relação C/N da Batelada 01.....	72
Figura 16 – Valores encontrados para o pH frente aos valores de acidez e alcalinidade ao longo do tempo (Batelada 01).	73
Figura 17 – Produção diária de biogás (L) da Batelada 02.	74
Figura 18 – Produção de biogás (Batelada 02) frente à variação de temperatura e de pH.....	75
Figura 19 – Resultados das análises de sólidos (%) da Batelada 02 ao longo do tempo.	77
Figura 20 – Variação da relação C/N da Batelada 02.....	78
Figura 21 – Valores encontrados para o pH frente aos valores de acidez e alcalinidade ao longo do tempo (Batelada 02).	79
Figura 22 – Produção diária de biogás (L) da Batelada 03.	80
Figura 23 – Produção de biogás (Batelada 03) frente à variação de temperatura e de pH.....	81
Figura 24 – Resultados das análises de sólidos (%) da Batelada 03 ao longo do tempo.	82
Figura 25 – Valores encontrados para o pH frente aos valores de acidez e alcalinidade ao longo do tempo (Batelada 03).	83
Figura 26 – Produção diária de biogás (L) da Batelada 04.	84
Figura 27 – Produção de biogás (Batelada 04) frente à variação de temperatura e de pH.....	85
Figura 28 – Resultados das análises de sólidos (%) da Batelada 04 ao longo do tempo.	87
Figura 29 – Valores encontrados para o pH frente aos valores de acidez e alcalinidade ao longo do tempo (Batelada 04).	88
Figura 30 – Produção diária de biogás (L) da Batelada 05.	89
Figura 31 – Produção de biogás (Batelada 05) frente à variação de temperatura e de pH.....	90
Figura 32 – Resultados das análises de sólidos (%) da Batelada 05 ao longo do tempo.	91
Figura 33 – Valores encontrados para o pH frente aos valores de acidez e alcalinidade ao longo do tempo (Batelada 05).	92

LISTA DE ABREVIATURAS

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
AGV – Ácidos Graxos Voláteis
COT – Carbono Orgânico Total
C/N – Relação Carbono-Nitrogênio
CLAE – Cromatografia Líquida de Alta Eficiência
CQNUMC – Convenção Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima
AT/Alc – Relação Acidez Total e Alcalinidade
DA – Digestão Anaeróbia
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO – Demanda Química de Oxigênio
ETA – Estação Tratamento Água
ETE – Estação Tratamento Esgoto
FID – Detector de Ionização em Chama
FISH – Fluorescentin-Situ Hybridization
FORSU – Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos
GRS – Gerenciamento Resíduo Sólido
HAc – Ácido Acético
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
m/m: relação massa/massa
NMP – Número Mais Provável
MDL – Mecanismo de Desenvolvimento Limpo
pH – Potencial Hidrogênio
PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos
ppm – partes por milhão
RSD - Resíduo Sólido Domiciliar
RSU – Resíduo Sólido Urbano
SF – Sólidos Fixos
ST – Sólidos Totais
SV – Sólidos Voláteis
SVR – Sólidos Voláteis Recalcitrantes
TCO – Taxa de Carga Orgânica
TRH – Tempode Retenção Hidráulica
TRS – Tempo de Retenção de Sólidos
TS – Teor de Sólidos
UFF – Unidade Formadora de Foco
UFP – Unidade Formadora de Placa
UNISINOS – Universidade do Vale do Rio dos Sinos

RESUMO

SCHULZ, F. **Biodigestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos**. São Leopoldo, 2015. 112 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Unisinos, São Leopoldo. 2015.

O aproveitamento energético da fração orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) para geração de biogás é uma alternativa viável para minimizar os impactos sociais e ambientais causados pelo acúmulo e disposição destes resíduos nos aterros sanitários. A digestão anaeróbia, sob condições controladas, tem por objetivo maximizar o rendimento e a qualidade do biogás produzido. Dentre os parâmetros controlados o pH, a alcalinidade, a concentração dos ácidos graxos voláteis e a temperatura de operação são fundamentais para a otimização do processo. O objetivo do presente estudo foi determinar as condições operacionais adequadas para a obtenção do melhor rendimento na produção de biogás, utilizando como substrato a fração orgânica rejeitada pela operação da central de triagem do aterro sanitário do município de São Leopoldo - RS. O experimento foi executado em um reator anaeróbio de aço inox com volume de 50L, operado em batelada com mistura intermitente. Antes de cada batelada a fração orgânica de RSU foi triturada em um triturador mecânico. Foram realizadas 05 bateladas, utilizando diferentes taxas de carga orgânica e diferentes volumes de inóculo, buscando estabilizar o pH do sistema dentro da faixa ótima de processo e, também aumentar o volume de produção de biogás. Como resultado tem-se que a fração orgânica de RSU demonstrou possuir potencial de degradação e produção de biogás (mínimo de 6,71 e máximo de 22,45 m³ / ton RSU). Os teores de metano ficaram entre 70% e 80% ao final das bateladas, mesmo com pH ácidos (5,5-5,6). A dificuldade de homogeneizar adequadamente as amostras coletadas pode ter influenciado os resultados encontrados para os teores de COT. Os valores desta variável aumentaram ao longo do tempo, não coincidindo com os valores encontrados para os teores de SV, que diminuíram ao longo do tempo. Em todas as bateladas experimentais houveram dificuldades para manter o pH e a temperatura estáveis e dentro da faixa ótima de processo, o que levou a produção de biogás mais baixa do que a encontrada em outros estudos. As taxas de cargas orgânicas aplicadas, quando consideradas isoladamente como variável, não pareceram influenciar substancialmente no volume final de biogás produzido nas bateladas, mas sim na dificuldade de manutenção do pH na faixa ótima para digestão anaeróbia.

Palavras-chave: Biogás, Digestão Anaeróbia, Resíduos Sólidos Urbanos, Biorreator.

ABSTRACT

SCHULZ, F. **Anaerobic biodigestion of the organic fraction of municipal solid waste**. São Leopoldo, 2015. 112 p. Dissertação (Master Degree in Civil Engineering) – Post-graduate Civil Engineering Program, Unisinos, São Leopoldo.

The energy use of the organic fraction of municipal solid waste (MSW) for biogas generation is a viable alternative to minimize the social and environmental impacts caused by the accumulation and disposal of these wastes in the landfills. Anaerobic digestion, under controlled conditions, aims to maximize the yield and quality of the biogas produced. Among all the parameters monitored, pH, alkalinity, the concentration of volatile fatty acids and temperature are critical for the process optimization. The aim of this study was to determine the appropriate operational conditions for obtaining the best performance in the production of biogas, using as substrate the organic fraction rejected by the central operation of sorting from the landfill in São Leopoldo - RS. The experiment was performed in an anaerobic reactor of stainless steel with a volume of 50L, operated in batch with intermittent mixing. Before each batch the organic fraction of MSW was ground in a mechanical mill. Five batches were performed using different organic loading rates and different volumes of inoculum, in order to stabilize the pH of the system within the optimum range of the process and also increase the amount of biogas. As a result we have that the organic fraction of MSW demonstrated potential for degradation and biogas production (minimum of 6.71 and maximum of 22.45 m³ / ton MSW). The methane concentrations were between 70% and 80% at the end of the batches, even at acid pH (5.5-5.6). The difficulty of properly mix the samples collected may have influenced the results for TOC (Total Organic Carbon). The values of this variable increased over time, not coinciding with that found for the VS (Volatile Solids) levels that decreased over time. In all experimental batches was difficult to maintain the pH and the temperature within the optimum range process, this fact can explain the low production of biogas when compare to other studies. The organic loading rates, when considered alone as a variable, did not seemed to influence the final volume of biogas produced in the batches tested, but it did influence to balance and maintain the pH in the adequate range for the anaerobic digestion.

Key-words: Biogas, Anaerobic Digestion, Municipal Solid Waste, Biodigester.

1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento econômico brasileiro, assim como na maioria dos países, conduziu ao crescimento e à concentração populacional urbana de forma desordenada, e à utilização intensiva dos recursos naturais. Dessa forma, o desenvolvimento socioeconômico do Brasil não proporcionou o desenvolvimento social da população, e nem levou em consideração o equilíbrio ecológico e a capacidade suporte do meio ambiente. Como resultado, o Brasil, país com a 7ª economia mundial (CARNEIRO, 2013), possui baixos índices sociais e diversos problemas ambientais. Entre eles, destaca-se a enorme quantidade de resíduos sólidos urbanos gerados, e que não possuem destinação adequada.

Segundo dados da ABRELPE (Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais) (2012), no Brasil são produzidos cerca de 201.000 t/dia de resíduos sólidos urbanos (RSU), sendo que a fração orgânica representa aproximadamente 51,4% desse montante. Esta fração, além de ocupar um grande volume nos aterros sanitários, gera também lixiviado e emissões de gases do efeito estufa, como por exemplo, o metano (CH_4) e o dióxido de carbono (CO_2).

Entre as diversas possibilidades de tratamentos dos RSU, a digestão anaeróbia (DA) é uma alternativa a ser considerada para o tratamento da fração orgânica, pois gera produtos com valor econômico e energético. A biodegradação anaeróbia da matéria orgânica gera gases (CH_4 , CO_2) que podem ser captados e utilizados na produção de energia. Além disso, o resíduo do processo é um biocomposto estável, e pode ser utilizado como fertilizante, uma vez que possui valores elevados de nutrientes como o nitrogênio (N) e o fósforo (P).

O processo da DA ocorre naturalmente nos aterros sanitários, porém, sem um controle adequado quanto às proporções do volume de resíduos e à mistura com a fração inerte. Dessa forma, o gás produzido é perdido ou apenas queimado, sem ser aproveitado energeticamente. A simples captação do biogás com uma purificação primária, onde ocorre basicamente a remoção de gases sulfurados, já representa uma evolução do processo na busca pela sustentabilidade no modelo atual de destinação de RSU.

A digestão anaeróbia é um processo bioquímico que ocorre na ausência de oxigênio molecular livre, onde diversas espécies de microorganismos convertem compostos orgânicos complexos em gases como CH_4 , CO_2 , nitrogênio (N_2), amônia (NH_3), gás sulfídrico (H_2S) e traços de outros gases de baixo peso molecular (LEITE *et al.* 2009). As proporções destes compostos são variáveis, mas o CH_4 e o CO_2 apresentam as maiores concentrações. De

acordo com Figueiredo (2011) o biogás pode conter de 40 a 80% de CH₄, dependendo do tipo do resíduo, do tratamento empregado e da eficiência do processo adotado. Assim, fatores como a concentração do substrato, a temperatura, a umidade, o pH e a composição microbiana devem ser monitorados no sistema para maximizar a produção.

A produção de biogás pode ser potencializada pela escolha e/ou desenvolvimento de um inóculo adequado ao substrato e pela codigestão com outros resíduos que possibilitem otimizar o processo. O estabelecimento de relações entre diferentes substratos, condições operacionais dos reatores, tipos de reatores e o aumento quali-quantitativo do biogás gerado, ainda precisa ser estudado de forma mais intensa.

A captação e a utilização do biogás é uma alternativa de energia para a matriz energética brasileira, a qual possui 80% de sua capacidade baseada na energia hidrelétrica (TREVISAN, 2010). Atualmente, em diferentes locais do país, gera-se biogás a partir de resíduos da atividade agrícola, dejetos de gado leiteiro e suínos, lodos de estação de tratamentos e também de resíduos orgânicos domiciliares. Diversos resíduos agrícolas e industriais são considerados ideais para a DA, pois contém elevadas proporções de materiais facilmente biodegradáveis (CHEN *et al.*, 2008; SILES *et al.* 2010).

O aumento no preço da energia elétrica, o problema das secas enfrentadas no país e a perspectiva da energia renovável certamente estimularão o desenvolvimento e o crescimento da tecnologia da DA para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos, especialmente os RSU.

Considerando o exposto, a pesquisa aqui proposta tem relevância social, econômica e ambiental. O aproveitamento energético presente na fração biodegradável dos RSU reduz o volume de materiais a ser disposto em aterros sanitários, diminuindo a demanda por áreas para novos aterros sanitários, o que atenua também os impactos sociais causados por estas estruturas. No aspecto econômico, a produção de biogás fornece uma alternativa renovável de energia, utilizando o CH₄ em substituição a fontes fósseis para a geração de energia elétrica e térmica, colaborando para a diversificação e fortalecimento da matriz energética brasileira. As contribuições ambientais estão associadas a menor geração de lixiviado nos aterros sanitários e à diminuição das emissões de gases do efeito estufa.

Cabe ressaltar que esta pesquisa faz parte de uma rede de pesquisa denominada TECRESOL, onde a Universidade do Vale do Rio dos Sinos (Unisinos), e um grupo de

universidades em diferentes estados do país pesquisam tecnologias para a gestão sustentável dos RSU.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

Avaliar a produção de biogás a partir da biodegradação anaeróbia da fração orgânica de RSU, utilizando um biorreator com mistura intermitente e monitorando a temperatura do sistema.

1.1.2 Objetivos específicos

Os objetivos específicos são:

- Avaliar a produção de biogás a partir da fração biodegradável de RSU;
- Identificar as principais condições operacionais de controle visando otimizar a geração de biogás;
- Estudar a influência da taxa de carga orgânica aplicada no processo.

1.2 ESTRUTURA DA PESQUISA

Esta dissertação está estruturada em cinco capítulos. O primeiro capítulo introduz o tema de estudo, justificativa da pesquisa e os objetivos propostos. No segundo capítulo, encontra-se a revisão bibliográfica, que abrange assuntos pertinentes à digestão anaeróbia, foco do estudo. O capítulo três descreve a metodologia adotada neste estudo. No capítulo quatro, os resultados obtidos são apresentados e discutidos. Por fim, as conclusões, considerações finais e indicações para trabalhos futuros formam o capítulo cinco.

1.3 DELIMITAÇÕES DO TRABALHO

Trata-se de um estudo exploratório, com a finalidade de identificar as melhores condições operacionais que apontam para o melhor rendimento da produção de biogás, considerando as características dos RSU da cidade de São Leopoldo – RS.

A única característica modificada no RSU bruto foi a granulometria, modificada pela trituração. Considerando a heterogeneidade do material coletado pós-esteira de triagem, flutuações nas cargas orgânicas aplicadas são previsíveis.

A determinação qualitativa do biogás, mensurada a partir da concentração do metano na mistura, estava prevista para desde o início do projeto. No entanto, por motivos operacionais e analíticos não foi possível determinar a concentração do metano na mistura do

biogás gerado no início do experimento. As medições começaram a ser realizadas a partir do final da 3ª batelada.

As análises de nitrogênio tiveram de ser interrompidas a partir do final da 2ª batelada devido a problemas técnicos no equipamento em que as análises eram realizadas.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Os resíduos sólidos urbanos são responsáveis por intensos impactos ambientais na maioria das cidades brasileiras devido à falta de gerenciamento e fiscalização quanto a sua geração e destino final. No entanto, existem alternativas viáveis para o tratamento e disposição final segura desses resíduos.

A digestão anaeróbia é uma tecnologia que vem crescendo no cenário mundial em função de melhorias relacionadas à engenharia de biorreatores e à ampla variedade de resíduos que podem ser digeridos ou usados como codigestão. Segundo Carneiro (2005), todo resíduo tem um conteúdo energético capaz de ser recuperado com o emprego de uma tecnologia adequada.

O aproveitamento energético disponível nos resíduos contribui para o enfrentamento da problemática mundial do acúmulo crescente dos RSU e suas formas de disposição final, além de favorecer a geração de energia de maneira sustentável. A fração orgânica dos RSU, por exemplo, pode ser degradada e estabilizada em bioreatores anaeróbios, produzindo biogás e biossólido com valor econômico e agrônômico.

Desta forma, este capítulo traz uma revisão sobre: i) o contexto dos RSU brasileiros, incluindo sua composição, disposição e alternativas de tratamento da fração orgânica; ii) o processo da digestão anaeróbia com suas etapas, interações e interferentes; iii) o uso de bioreatores para a produção de biogás através da degradação da fração orgânica dos RSU; iv) uma breve caracterização do biossólido gerado no processo da digestão anaeróbia e v) algumas considerações sobre a produção de biogás em escala real.

2.1 CONTEXTO DA GESTÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO BRASIL

A Lei Federal nº 12.305 de 2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS – prevê a elaboração do Plano Nacional de Resíduos Sólidos, sendo o seu processo de construção descrito no Decreto nº 7.404 de 2010, que a regulamentou. Fica estabelecido que cabe à União, por intermédio da coordenação do Ministério do Meio Ambiente, no âmbito do Comitê Interministerial, elaborar o Plano Nacional de Resíduos Sólidos num amplo processo de mobilização e participação social. O Plano Nacional de Resíduos Sólidos terá vigência por prazo indeterminado e com horizonte de 20 (vinte) anos, com atualização a cada 04 (quatro) anos. Os municípios devem, igualmente, estabelecer seus próprios planos Planos, contemplando na gestão dos resíduos a seguinte ordem de prioridade: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição

final ambientalmente adequada dos rejeitos. Além disso, os municípios devem identificar e indicar medidas saneadoras para os passivos ambientais originados, entre outros, de áreas contaminadas, inclusive de lixões e de aterros controlados (BRASIL, 2010), adequando-se as legislações pertinentes no prazo de quatro anos a contar da data da publicação dessa Lei, ou seja, no ano de 2014.

Nos termos estabelecidos por esta Lei, os RSU englobam os resíduos domiciliares – originários de atividades domésticas em residências urbanas – e os resíduos de limpeza urbana – originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana (BRASIL, 2010).

E de acordo com o Plano Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2012), ficam estabelecidos os seguintes conceitos:

- Aterro sanitário: Técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e a sua segurança, minimizando os impactos ambientais, utilizando princípios de engenharia (impermeabilização do solo, cercamento, ausência de catadores, sistema de drenagem de gases, águas pluviais e lixiviado) para confinar os resíduos e rejeitos a menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário.
- Aterro controlado: Forma inadequada de disposição final de resíduos e rejeitos, no qual o único cuidado realizado é o recobrimento da massa de resíduos e rejeitos com terra.
- Lixão: Forma inadequada de disposição final de resíduos e rejeitos, que consiste na descarga do material no solo sem qualquer técnica ou medida de controle.
- Rejeitos: resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada.

2.1.1 Produção e disposição final dos resíduos sólidos urbanos

O aumento populacional e a urbanização crescente acentuam a geração de RSU, e as cidades brasileiras, assim com a maioria das cidades de países em desenvolvimento, não possuem estrutura para gerenciar o montante de resíduos produzidos. Conforme dados do censo 2010 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) a população brasileira aumentou 12,3% comparada com o censo de 2000. O censo do ano de 2010 mostra ainda que a população está mais urbanizada (84%) que há 10 anos, quando 81% dos brasileiros viviam em áreas urbanas.

Segundo dados da ABRELPE em 2012 foram gerados 62.730.096 toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU), indicando um aumento de 1,3% em relação ao ano de 2011 (ABRELPE, 2012). Esse aumento do volume de resíduos corrobora com os dados do relatório do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) que apresenta a produção per capita de resíduos sólidos no Brasil em 0,96 kg/hab./dia, um acréscimo unitário de 3% em relação ao ano anterior (SNIS, 2013).

Em 2012, cerca de 60% dos municípios brasileiros registraram alguma iniciativa de coleta seletiva, porém, muitas destas atividades resumem-se à disponibilização de pontos de entrega voluntária ou convênios com cooperativas de catadores, não abrangendo toda a população do município (ABRELPE, 2012). Dessa maneira, a quantidade de resíduos reutilizados ou reciclados é pouco expressiva frente ao montante geral coletado e que vai para aterros controlados ou “lixões”.

A situação da destinação final dos RSU no Brasil foi pouco alterada em 2012 quando comparada ao ano de 2011, porém houve uma leve redução na destinação adequada de resíduos: de 58,06% (2011) para 57,98% (2012). Ou seja, em 2012 23,7 milhões de toneladas de RSU seguiram para “lixões” ou aterros controlados, que do ponto de vista ambiental pouco se diferenciam, pois ambos não possuem o conjunto de sistemas necessários para a proteção do meio ambiente e da saúde pública (ABRELPE, 2012). A Figura 1 mostra a situação da disposição final dos RSU no Brasil nos anos de 2011 e 2012. No estado do Rio Grande do Sul no ano de 2012 foram coletadas 7.635 toneladas diárias de RSU, sendo que 70,0% foram enviadas para aterros sanitários, 17,5% para aterros controlados e 12,5% para lixões.

De acordo com Figueiredo (2011) os aterros sanitários são formas de confinamento de resíduos no solo com controle ambiental e sanitário que utilizam a menor área possível. No entanto, existe forte rejeição da sociedade sobre a construção de aterros

sanitários próximos a áreas residenciais pela desvalorização imobiliária devido à intensa movimentação de caminhões, ao forte odor desagradável, ao ruído, à poluição visual, e à possibilidade de poluição do solo e das águas (CORTEZ, 2011). Dessa forma, faz-se necessário um gerenciamento eficaz do volume de resíduos enviados aos aterros sanitários, pois não há espaço físico nos grandes centros urbanos e os aterros locais já se encontram saturados. Essa situação acarreta em um transporte de RSU a distâncias cada vez maiores, o que encarece o custo de sua disposição e contribui para a emissão de gases do efeito estufa (FIGUEIREDO, 2011).

Considerando esse cenário, os processos de reaproveitamento e de reciclagem devem ser sempre considerados e incentivados pelas gestões municipais antes da disposição final dos RSU (tanto orgânicos, quanto inorgânicos). Assim, os aterros sanitários receberiam somente os rejeitos e teriam suas vidas úteis significativamente aumentadas.

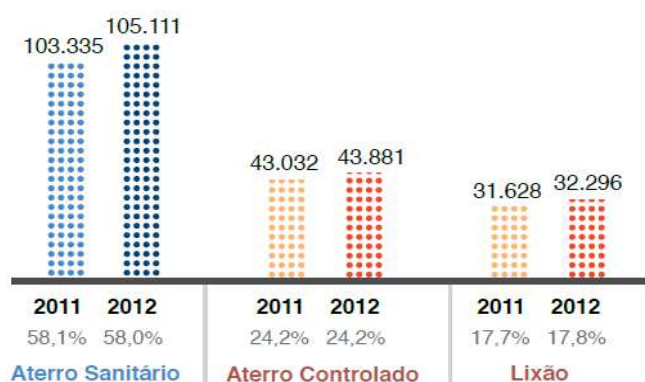


Figura 1 – Destinação final de RSU (t/dia).

Fonte: ABRELPE (2012).

2.1.2 Composição dos resíduos sólidos urbanos

Os RSU coletados no Brasil apresentam em média 51,4% de matéria orgânica, o equivalente a 29.072.794 toneladas por ano (BRASIL, 2012). A composição dos RSU, especialmente a dos resíduos sólidos domiciliares (RSD), é extremamente heterogênea, variando em função de fatores como o nível socioeconômico da população, a época do ano e o tipo de coleta municipal existente (REICHERT, 2005). Segundo Alves (2008) valores acima de 50,0% para a representação da matéria orgânica nos RSU são típicos de países em desenvolvimento, índice coerente com a realidade brasileira. A Figura 2 apresenta a composição gravimétrica média dos RSU no Brasil.

Observa-se que a matéria orgânica representa mais da metade do volume de RSU gerados no Brasil. Segundo Silva (2009) os resíduos sólidos orgânicos constituem a parte putrescível e passível de fermentação dos RSU, dos resíduos sólidos agrícolas, de alguns tipos

de resíduos industriais e dos resíduos provenientes de estações de tratamento de água (ETAs) e de estações de tratamento de esgoto (ETEs). São exemplos de resíduos orgânicos os restos de alimentos, resíduos de jardinagem e de podas de árvores, ração, adubos, restos de colheitas, etc.

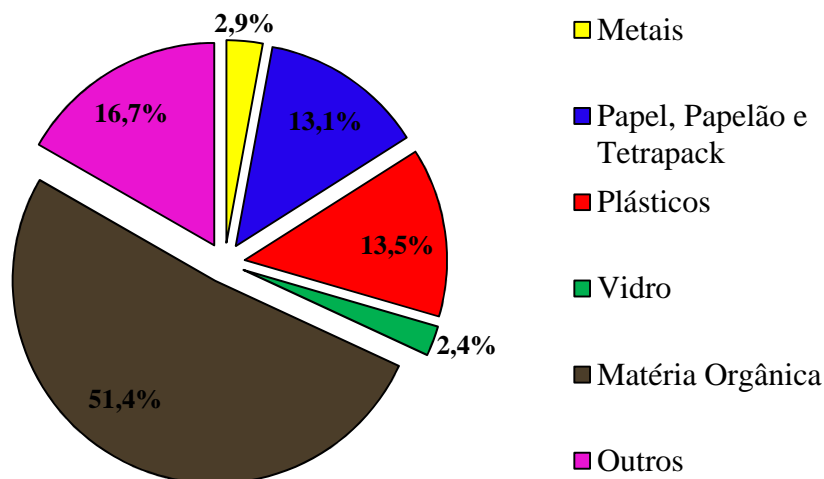


Figura 2 – Composição gravimétrica dos RSU no Brasil.

Fonte: Adaptado de ABRELPE (2012) e Plano Nacional de Resíduos Sólidos (2012).

Segundo Santos *et al.* (2011) a presença da matéria orgânica nos aterros e “lixões” aumenta a carga orgânica do lixiviado produzido e gera gases do efeito estufa, contribuindo para a poluição do solo, dos corpos hídricos, dos lençóis freáticos e do ar. No entanto, se adequadamente gerenciada e tratada, a fração orgânica pode fornecer subprodutos com valor comercial como adubos orgânicos e biogás.

2.1.3 Disposição dos RSU na cidade de São Leopoldo

Os resíduos gerados pela população da cidade de São Leopoldo são destinados ao aterro sanitário da cidade. O aterro sanitário de São Leopoldo – RS é administrado pela empresa SL Ambiental que tem convênio com a cooperativa de catadores Cooperesíduos que trabalha na usina de triagem estabelecida dentro do próprio aterro (REMPEL, 2014). Conforme Ghesla e Gomes (2011) são geradas em média 130 toneladas diárias de RSU no município de São Leopoldo.

Em seus estudos, Ghesla e Gomes (2011) destacam que no município de São Leopoldo a participação da população na coleta seletiva ainda é baixa, o que exige maior investimento em programas de divulgação e educação. As mesmas autoras relatam que 90% dos resíduos não recicláveis ou que não foram triados nas Centrais de Triagem da cidade são

destinados ao aterro sanitário. O Aterro Sanitário em São Leopoldo é um sistema de disposição final, já que o biogás gerado não é aproveitado, sendo apenas queimado em flaires (GHESLA & GOMES, 2011).

Schneider (2012) pesquisou a eficiência do processo de triagem em São Leopoldo e constatou uma diminuição no percentual de materiais retidos na esteira somente para plásticos rígidos (PET, PVC, PP, PEAD), plásticos maleáveis, papel/papelão e metais, que são os materiais com maior valor de venda. Nesse estudo, a soma dos percentuais de plásticos, vidros, metais e papéis que são destinados ao aterro sanitário de São Leopoldo, somaram aproximadamente 36% (base úmida) após a esteira de triagem. Fato que demonstra uma baixa eficiência na triagem realizada pré-aterro sanitário.

Contudo, essa ineficiência não se limita apenas à realidade da cidade de São Leopoldo. Segundo Vimieiro e Lange (2011), as unidades de triagem e compostagem ao longo do país não têm obtido a eficiência operacional esperada, com baixo aproveitamento dos materiais recicláveis, grandes quantidades de inertes na compostagem e elevado percentual de resíduos encaminhados para a disposição final em aterros sanitários.

2.2 TECNOLOGIAS EMPREGADAS NO TRATAMENTO DOS RSU

De acordo com Carneiro (2005) todo resíduo tem um conteúdo energético capaz de ser recuperado com o emprego de uma tecnologia adequada. A fração orgânica dos RSU é uma fonte de energia renovável que pode ser explorada sob condições controladas a fim de se reduzir o impacto ambiental desse tipo de resíduo (SHAHRIARI *et al.*, 2012).

De acordo com Silva (2009) os processos de tratamento mais utilizados para fração orgânica dos resíduos sólidos são a compostagem e a digestão anaeróbia. A compostagem é um o processo biológico aeróbio de decomposição da fração orgânica dos resíduos sob condições adequadas de temperatura e de umidade, a fim de se obter um composto orgânico estabilizado (húmus) para uso na agricultura em geral. Já a digestão anaeróbia é o processo de tratamento que ocorre na ausência de oxigênio, onde microrganismos degradam a matéria orgânica e produzem biogás, composto em sua maior proporção por CH₄ e CO₂ (REIS, 2012).

Em geral, resíduos orgânicos de cozinha, com maior umidade, são mais propícios à degradação anaeróbia. Conforme Bouallagui *et al.* (2005), resíduos de frutas e vegetais apresentam em média 75% de matéria com fácil biodegradação (açúcares e hemicelulose), 9% de celulose e 5% lignina. Já resíduos com alto teor de lignina e celulose, como resíduos de

podas e jardinagem, são mais indicados para a degradação aeróbia. Segundo Reichert (2005) a lignina é um material complexo e de difícil degradação por bactérias anaeróbias. Nesse sentido, a compostagem pode ser utilizada como um complemento da DA no tratamento da fração orgânica dos RSU.

Existe ainda o processo de vermicompostagem que é realizado por uma simbiose entre minhocas e microrganismos que vivem em seu trato digestivo. Nesse processo a matéria orgânica recente é transformada em matéria orgânica estabilizada pela ação conjunta das minhocas e da microflora que vive em seu trato digestivo. No intestino das minhocas, os restos orgânicos que não foram digeridos, bem como os que não foram assimilados, são expelidos juntamente com as partículas de terra na forma de um composto orgânico rico em nutrientes (SILVA *et al.*, 2010).

A incineração é outra opção para o aproveitamento energético da fração orgânica. Essa tecnologia é muito empregada principalmente em países desenvolvidos como, por exemplo, no Japão, onde não há espaço físico para aterros sanitários. No entanto, devido ao elevado teor de umidade, há um gasto energético muito acentuado na incineração da fração orgânica de RSU (KOMEMOTO *et al.*, 2009).

No Brasil, quando a fração orgânica recebe tratamento, geralmente aplica-se a técnica da compostagem (LEITE *et al.* 2009). Em contrapartida, o processo anaeróbio, embora apresentando uma taxa de bioestabilização mais lenta, é uma das alternativas que mais tem crescido mundialmente nos últimos anos devido ao seu potencial de reaproveitamento energético (REIS, 2012).

A digestão anaeróbia sob condições controladas é uma técnica apropriada para o tratamento da fração orgânica dos RSU e atualmente é amplamente empregada no continente europeu. A baixa produção de biossólidos, o baixo consumo de energia e as altas taxas de produção de biogás são os principais benefícios do processo (SHAHRIARI *et al.* 2012). Além da viabilidade energética, Castillo *et al.* (2006) afirmam que a DA usada como um tratamento preliminar ou local, diminui o volume de resíduos a serem destinados aos aterros sanitários, aumentando a vida útil desses empreendimentos. Porém, é importante salientar que o uso da tecnologia da DA está diretamente relacionado ao custo e disponibilidade de energia. Em países industrializados, o custo relativamente baixo da energia, fez com que a compostagem aeróbia e o aterro sanitário fossem as tecnologias mais utilizadas (REICHERT, 2005).

O aproveitamento energético do biogás em aterros sanitários apresenta viabilidade econômica e ambiental, conforme demonstrado por alguns estudos (ALVES, 2008; FIGUEIREDO, 2011; LEFRÈVE, 2011). Existem cerca de 194 projetos de Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (MDL) em aterros sanitários registrados na Convenção Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima – CQNUMC. No Brasil, existem 25 projetos em aterros sanitários registrados, e somente os projetos nos Aterros Sanitários Bandeirantes e São João (no município de São Paulo) geram energia com a queima do gás metano. Os demais projetos têm somente um sistema de queima de metano e não geram energia (LEFRÈVE, 2011).

No Aterro Sanitário Bandeirantes, a queima do biogás é feita por moto-geradores e transformada em energia elétrica. A queima do gás resulta em uma potência elétrica de aproximadamente 20 MW, capaz de gerar até 170.000 MWh de energia elétrica por ano, o que é suficiente para abastecer uma cidade de 400.000 habitantes durante 10 anos (LEFRÈVE, 2011). O Projeto MDL no Aterro Sanitário Bandeirantes é desenvolvido em conjunto com empresas privadas e com a Prefeitura do Município de São Paulo. A Prefeitura possui 50% dos créditos de carbono e tem direito à metade da receita gerada com a venda desses créditos. Os outros 50% pertencem à empresa privada Biogás Ambiental S/A, responsável pela operação do Projeto. O Projeto Bandeirantes deve gerar, em sua totalidade, cerca de 70 milhões de reais de receita para Prefeitura de São Paulo (LEFRÈVE, 2011).

No entanto, Alves (2008) enfatiza que o aproveitamento energético do CH₄ gerado em aterros requer valores mínimos de produção para que seja economicamente viável. De acordo com Johannessen (1999) *apud* Figueiredo (2011) são gerados, em média, 200 m³ de biogás para cada tonelada de resíduo disposto em aterro sanitário. E, para que se torne viável explorar a recuperação energética do biogás, o aterro deve receber, no mínimo, 200 toneladas de resíduos diariamente e ter capacidade de 500 mil toneladas ao longo de sua vida útil.

2.2.1 Biodigestão anaeróbia

A biodigestão, ou digestão, anaeróbia é um processo bioquímico que ocorre na ausência de oxigênio molecular livre no qual diversas espécies de microrganismos interagem para converter compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídeos) em CH₄, CO₂, N₂, NH₃, H₂S, traços de outros gases e ácidos orgânicos de baixo peso molecular (LEITE *et al.* 2009). De acordo com Carneiro (2005) gera-se também um resíduo final (biossólido) com uma pequena concentração de sólidos voláteis ou orgânicos.

A DA ocorre em processos naturais, utilizando ambientes anóxicos como cursos de água, sedimentos, solos encharcados e até mesmo o intestino de mamíferos (WARD *et al.*, 2008). Teoricamente, todos os compostos orgânicos podem ser degradados pela via anaeróbia, sendo que o processo se mostra mais eficiente e mais econômico quando os resíduos são facilmente biodegradados (CHERNICHARO, 1997).

A produção de metano não ocorre em ambientes com a presença de oxigênio, nitratos e sulfatos, pois estes funcionam como aceptores finais de elétrons. De acordo com Silva (2009) no processo da DA são utilizados como aceptores finais de elétrons íons do tipo NO_3^- , resultando na redução de nitrato a nitrogênio molecular; SO_4^{2-} , na redução de sulfato a gás sulfídrico, e H_2S e CO_2 reduzindo-se a metano.

Nesse sentido, a DA apresenta-se como uma alternativa para diminuir a poluição ambiental, proporcionando como produtos finais biogás e fertilizantes orgânicos ou material de suporte para biofertilizantes (KHALID, *et al.* 2011).

2.2.1.1 Etapas da biodigestão anaeróbia

De acordo com Gujer e Zehnder (1983) a DA compreende quatro etapas:

A) 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. As moléculas orgânicas complexas (carboidratos, proteínas e lipídeos) são transformadas em compostos mais simples e solúveis como aminoácidos, açúcares (mono e dissacarídeos), ácidos graxos de cadeia longa (C15 a C17) e glicerol. Em algumas situações, a alta complexidade do material orgânico pode resultar em uma baixa velocidade de hidrólise, o que a torna a etapa limitante de todo o processo de digestão.

B) Acidogênese: os produtos solúveis provenientes da fase da hidrólise são metabolizados, no interior das células das bactérias fermentativas, em compostos mais simples que são posteriormente excretados por um grupo diversificado de bactérias, das quais a maioria é anaeróbia obrigatória. Os compostos produzidos nesta fase incluem ácidos graxos voláteis (AGV) de cadeia curta, álcoois, ácido lático, CO_2 , H_2 , NH_3 e H_2S .

C) Acetogênese: nesta etapa os microorganismos degradam ácidos graxos e álcoois da etapa anterior em acetatos, CO_2 e H_2 que são substratos para a formação do metano. Durante esta fase forma-se uma grande quantidade de hidrogênio, fazendo com que o valor do pH do meio se acidifique.

D) **Metanogênese:** compreende a etapa final do processo anaeróbio. Nesta fase há produção do gás metano por meio de dois grupos de microorganismos metanogênicos: os acetotróficos ou acetoclásticos e os hidrogenotróficos. Os hidrogenotróficos são autótrofos, reduzindo CO_2 a CH_4 e usando H_2 como doador de elétrons, formando moléculas de H_2O . Os acetotróficos são heterótrofos, produzindo CH_4 e CO_2 a partir da redução do acetato (fermentação).

Dependendo da composição química do substrato a ser tratado, Chernicharo (1997) acrescenta mais uma fase ao processo. Resíduos que contenham compostos de enxofre passam pela fase da sulfetogênese. Durante esta etapa, sulfatos, sulfitos e outros compostos sulfurados são reduzidos a sulfetos, através da ação de um grupo de bactérias denominadas bactérias sulforredutoras. Estas bactérias são capazes de utilizar uma ampla gama de substratos, incluindo toda a cadeia de ácidos graxos voláteis, diversos ácidos aromáticos, hidrogênio, metanol, etanol, glicerol, açúcares, aminoácidos e vários compostos fenólicos. Assim, as bactérias sulforredutoras competem com as bactérias fermentativas (hidrolíticas), acetogênicas e metanogênicas pelos substratos disponíveis (CHERNICHARO, 1997).

Há uma relação muito estreita entre os microorganismos envolvidos na etapa da formação do metano. As bactérias metanogênicas dependem do substrato fornecido pelas acetogênicas que são dependentes das acidogênicas e estas das hidrolíticas (SILVA, 2009), configurando, portanto uma interação comensal (CHERNICHARO, 1997). As fases e as várias etapas do processo da DA são mediadas por microorganismos e enzimas sintetizadas pelos mesmos. Cada etapa corresponde a uma seqüência, que se desenvolve em paralelo ou em série. As reações bioquímicas desenvolvidas no processo podem ser espontâneas em determinadas condições de pH, temperatura e pressão (SILVA, 2009).

A Figura 3 ilustra resumidamente o processo da DA que culmina na produção de biogás.

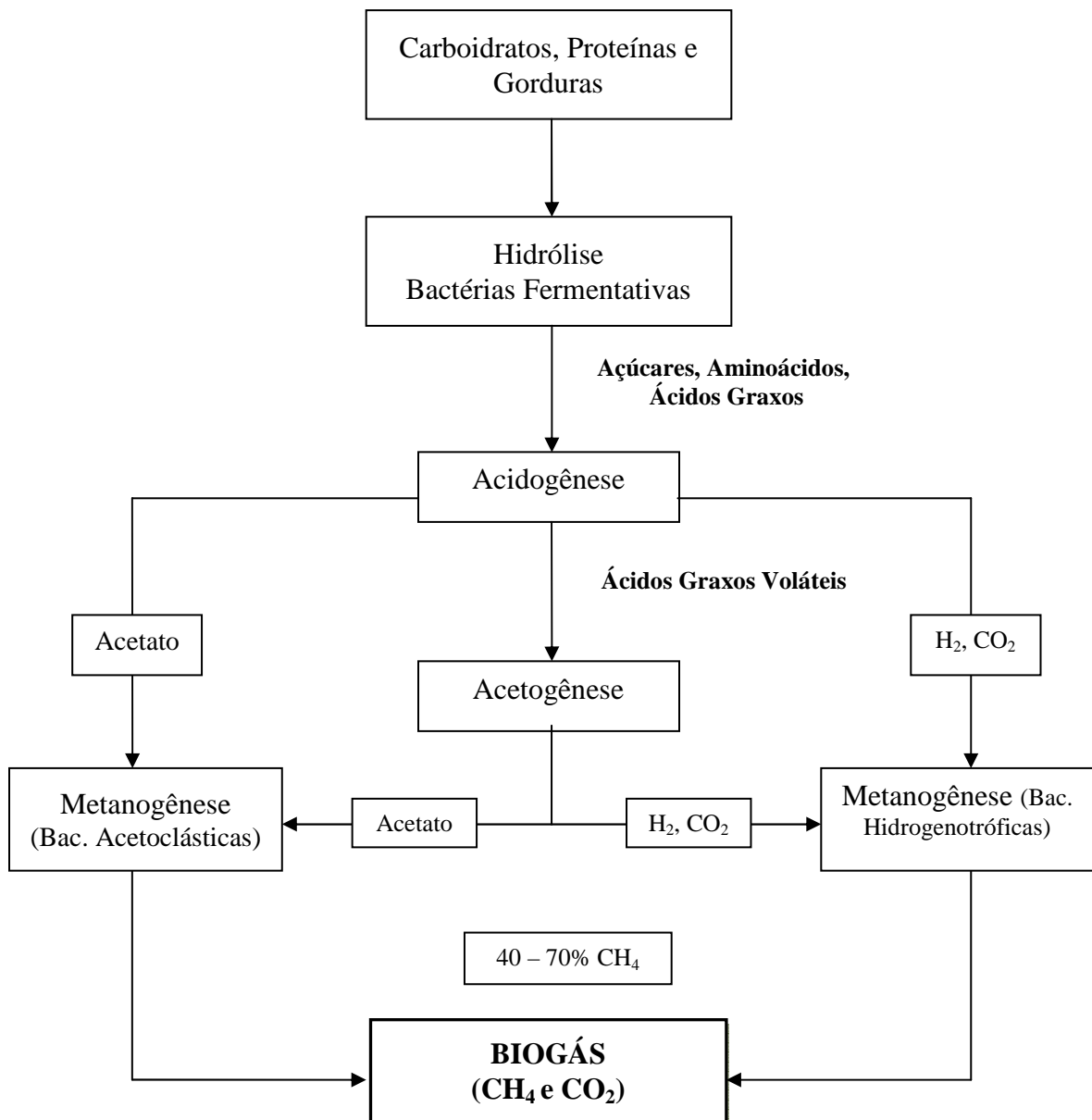


Figura 3 – Fluxo do Processo da Digestão Anaeróbia.

Fonte: Sanders (2001).

2.2.1.2 Interações envolvidas no processo da digestão anaeróbia

O tratamento anaeróbio envolve processos metabólicos complexos onde cada etapa apresenta diferentes graus de susceptibilidade às limitações de ordem cinética, termodinâmica, de transferência de massa, ou à ausência de condições ideais de crescimento (AQUINO & CHERNICHARO, 2005).

A termodinâmica tem um papel importante na degradação de compostos orgânicos e por isso é um fator significativo na compreensão do metabolismo anaeróbico

(MONTERO *et al.* 2010). Em relação às limitações termodinâmicas é necessário avaliar a espontaneidade da reação envolvida no processo através da quantificação da energia livre padrão, denominada de energia de Gibbs (ΔG^0). Os processos metabólicos serão favoráveis, ocorrendo de forma espontânea quando a energia livre padrão for negativa ($\Delta G^0 < 0$).

Entretanto, as reações acetogênicas não são termodinamicamente favoráveis em condições padrões ($\Delta G^0 > 0$). Contudo, elas ocorrem naturalmente em biodigestores anaeróbios. Conforme Chernicharo (1997) estas reações tornam-se favoráveis com a diminuição da concentração do H_2 do meio através de reações aceptoras de elétrons. Ou seja, nos casos em que $\Delta G^0 > 0$ os processos metabólicos só serão termodinamicamente favoráveis se os produtos das reações forem mantidos em concentrações baixas (SILVA, 2009). Desta forma, a oxidação de propionato e butirato só é termodinamicamente possível se a pressão parcial de H_2 for mantida entre 10^{-6} e 10^{-4} atm. Isto ocorre somente se o H_2 formado for rapidamente consumido (CHERNICHARO, 1997). De acordo com Silva (2009) em sistemas de tratamento anaeróbio, a remoção de H_2 ocorre especialmente pela metanogênese hidrogenotrófica e pela sulfetogênese.

Em um sistema de tratamento anaeróbio corretamente balanceado, todos os produtos resultantes do metabolismo bacteriano gerados em uma etapa são convertidos para a etapa seguinte, sem a acumulação significativa de produtos intermediários (SILVA, 2009). Os ácidos graxos voláteis (AGV) são produtos intermediários que se formam durante a degradação de carboidratos, proteínas e lipídios na etapa acidogênica da digestão anaeróbia (TREVISAN, 2010) e afetam o rendimento do processo. Em baixas concentrações os AGV não causam efeitos significativos nos microorganismos, entretanto, em altas concentrações, podem se tornar inibidores do processo fermentativo. Os AGV em sua forma dissociada, podem atravessar a parede celular dos microorganismos e provocar uma queda do pH no interior da célula, fazendo com que ela utilize a energia que seria empregada na reprodução microbiana para estabilizar suas condições fisiológicas (TREVISAN, 2010).

O acúmulo de AGV pode ser causado por choques de carga ou pela presença de compostos tóxicos nos substratos. Isto ocorre devido às limitações cinéticas e/ou termodinâmicas, que podem ser causadas por limitações de transferência de massa e/ou nutricionais do meio. As diferenças cinéticas entre microorganismos acidogênicos, acetogênicos e metanogênicos podem causar um desequilíbrio entre a produção e o consumo de produtos intermediários, afetando as etapas da DA (AQUINO & CHERNICHARO, 2005).

Quando a população de bactérias metanogênicas se encontra presente em quantidade adequada, e as condições ambientais no interior do sistema de tratamento são favoráveis, estas utilizam os AGV, na medida em que estes são formados. Porém, se as bactérias metanogênicas não estiverem presentes em número suficiente, ou se estiverem expostas a condições ambientais desfavoráveis haverá um acúmulo de AGV no sistema. Quando isto ocorre, a alcalinidade do meio é consumida rapidamente e o pH do sistema é reduzido (CHERNICHARO, 1997). A interação das variáveis alcalinidade, pH e AGV expressa o equilíbrio dinâmico de um sistema de DA, indicando quando e se a etapa acidogênica possui ou não predominância sobre a etapa metanogênica (GOMES *et al.* 2009). De acordo com Astals *et al.* (2012) a relação ideal entre a concentração de AGV e a alcalinidade não deve ser superior a 0,4.

A composição do biogás gerado (CH_4 , H_2S , CO_2 , NH_3) deve ser acompanhada no processo de DA, pois indica a etapa predominante da reação (KRYVORUCHKO *et al.*, 2009). Para Elango *et al.* (2007), o teor de sólidos voláteis (SV) também é um parâmetro importante de medição da taxa de biodegradação do processo, isso porque sugere o estado metabólico de alguns grupos de microorganismos no sistema anaeróbio, assim, a redução do teor de SV denota a estabilização do processo. Outro parâmetro que indica o equilíbrio da DA é a produção elevada e estável de CH_4 (BARCELOS, 2009). Por fim, para Reichert (2005) a taxa de carga orgânica (TCO) aplicada é um parâmetro fundamental, pois a alimentação acima da capacidade de conversão biológica pode acarretar problemas na produção de CH_4 no biogás.

2.2.1.3 Digestão anaeróbia de RSU

A fração orgânica de RSU pode ser convertida em energia pela produção de biogás em aterros sanitários, porém, as condições para otimizar o processo não são facilmente controladas. Já no caso da DA em biorreatores sob condições controladas, as reações bioquímicas podem ser manipuladas, controladas, e o rendimento do biogás produzido pode ser significativamente aumentado. Assim, a DA da fração orgânica de RSU tem sido reconhecida como fonte promissora de energia renovável frente a enorme disponibilidade de “matéria-prima” para o processo. Khalid *et al.* (2011) afirmam que o CH_4 e H_2 produzidos pela DA são fontes combustíveis mais limpas do que os combustíveis fósseis. Além disso, a sua produção não depende da energia fornecida por combustíveis fósseis.

Quando comparada ao processo da compostagem, a DA não depende de suprimento de oxigênio para estabilizar os resíduos envolvidos no processo, demandando menores gastos energéticos. No entanto, conforme Fernandez *et al.* (2010), a DA da fração

orgânica de RSU não é uma técnica tão empregada e difundida quanto a compostagem. Isso porque a DA requer um tempo maior para atingir a bioestabilização dos resíduos e é sensível a elevadas concentrações de NH_3 e AGV, resultantes da degradação dos resíduos, o que diminui as reações metanogênicas, diminuindo o rendimento do biogás (FOUNTOULAKIS *et al.*, 2009).

O processo anaeróbio destinado à geração de biogás como reaproveitamento energético da fração orgânica dos RSU é complexo devido à heterogeneidade desse tipo de substrato. Por isso, o tipo de biorreator deve ser criteriosamente escolhido para o emprego desse tratamento. Parâmetros como o pH, a alcalinidade, o teor de sólidos, os AGV, a produção de biogás e a remoção de matéria orgânica, fornecem informações importantes sobre a condição operacional do biorreator empregado e sobre o rendimento das reações ocorridas no processo. Entretanto, esses parâmetros não antecipam desequilíbrios no sistema biológico, que podem ser causados por variações bruscas na vazão ou na composição do meio (TREVISAN, 2010).

A adição de inóculos ao processo da DA com a fração orgânica de RSU, como por exemplo, lodos de ETES, propiciam o equilíbrio da relação C/N, melhorando as condições do substrato para a ação microbiana, aumentando a produção de biogás e diminuindo o tempo para a degradação da matéria orgânica (LEITE *et al.*, 2009). Os teores de sólidos presentes na fração orgânica de RSU e os tipos de reatores utilizados também influenciam no rendimento do biogás produzido. Foster-Carneiro *et al.* (2008), por exemplo, relatam em seus estudos que a produção de biogás foi maior utilizando-se 30% de inóculo (lodo mesófilo de ETE) e 20% de teor de sólidos, isso em reatores de batelada e em condições termófilas.

2.2.1.4 Composição e aproveitamento energético de biogás

A composição do biogás produzido pela DA da fração orgânica de RSU depende do substrato utilizado no processo. A composição básica do biogás é de CH_4 (60-80%), CO_2 (20-40%) e concentrações menores de H_2S , N_2 e H_2 . O CH_4 é o principal componente do biogás e diferentes percentuais podem ser obtidos de acordo com a variedade da matéria orgânica utilizada (SOUZA *et al.*, 2010).

Ross *et al.* (1996) reportaram que o metano puro nas condições normais de temperatura e pressão (CNTP) possui poder calorífico de aproximadamente 33.980 kJ/m^3 . O poder calorífico do biogás depende da concentração de CH_4 , pois somente ele é queimado. O

biogás, considerando 65% de CH₄ em sua composição, possui, então, um poder calorífico de aproximadamente 22.353 kJ/m³.

ROSS *et al.* (1996) afirmam que 1m³ de biogás com 65% de CH₄ equivale a 0,6m³ de gás natural, 0,882L de propano, 0,789L de butano, 0,628L de gasolina, 0,575L de óleo diesel, 0,455kg de carvão betuminoso e 1,602kg de lenha.

Considerando uma eficiência de 35% na conversão de energia térmica para energia elétrica, segundo a Empresa de Pesquisa Energética – EPE (2008) podem ser obtidos entre 120 e 290 kWh por tonelada de RSU, dependendo do conteúdo energético do resíduo (proporção de CH₄ no gás produzido pela DA).

A Tabela 1 elucida o rendimento do biogás obtido por alguns estudos da DA da fração orgânica de resíduos sólidos em geral. Os valores obtidos mostram que os RSU possuem um elevado rendimento quando comparado a outros resíduos orgânicos, sendo uma fonte promissora para geração de biogás. O rendimento foi calculado em cima dos valores de SV da matéria orgânica de referência.

Tabela 1 – Rendimento de biogás pela DA de resíduos sólidos orgânicos.

Substrato	Rendimento de CH₄ (L/kg de SV)	Referência
Frutas e vegetais	850	Forster-Carneiro <i>et al.</i> (2008)
Resíduo de fábrica de óleo de palma	610	Fang <i>et al.</i> (2011)
RSU	530	Forster-Carneiro <i>et al.</i> (2008)
RSU	360	Vogt <i>et al.</i> (2002)
RSU	200	Walker <i>et al.</i> (2009)
Restos de alimentos	396	Zhang <i>et al.</i> (2011)
Resíduos domiciliares	350	Ferrer <i>et al.</i> (2011)
Palha de arroz	350	Lei <i>et al.</i> (2010)
Dejetos suínos	337	Ahn <i>et al.</i> (2009)
Silagem de milho e palha	312	Mumme <i>et al.</i> (2010)
Resíduos ricos em lignina	200	Jayasinghe <i>et al.</i> (2011)

Fonte: Adaptado de Khalid *et al.* (2011).

2.3 INTERFERENTES NO PROCESSO DA DIGESTÃO ANAERÓBIA

Em cada etapa do processo, a produção de biogás e a taxa de decomposição são influenciadas por fatores ambientais como temperatura, pH, tempo de retenção hidráulico (TRH) e concentração do substrato (KOMEMOTO, *et al.*, 2009). Além desses fatores, Barcelos (2009) cita outros interferentes: umidade, substâncias inibidoras da metanogênese, nutrientes e tamanho das partículas.

Em digestores anaeróbios, a produção de biogás depende da quantidade de matéria orgânica biodegradável por microrganismos anaeróbios. Dessa forma, a DA depende da composição do substrato e da presença e do equilíbrio entre o consórcio biológico anaeróbio no reator (FERRER *et al.* 2010). A ausência de nutrientes ou a presença de compostos tóxicos afetará principalmente os microrganismos de crescimento lento (os acetogênicos e os metanogênicos acetoclásticos), resultando em um acúmulo de AGV e em uma baixa produção de CH₄ (AQUINO & CHERNICHARRO, 2005). Além das variáveis citadas, que afetam o andamento global da geração de biogás, fatores operacionais devem ser avaliados a fim de que essa tecnologia seja considerada viável, tanto em termos de produção de energia, quanto de gestão de resíduos orgânicos (FERRER *et al.* 2010).

2.3.1 Escolha do biorreator

A principal característica que difere a DA que ocorre em um aterro sanitário e a DA que ocorre em um biorreator é o controle das variáveis envolvidas no processo. Em um biorreator podemos controlar diversas variáveis simultaneamente e com uma maior garantia de sucesso. Quando realizado em um biorreator, o tratamento da fração orgânica de resíduos não causa problemas de mau odor e utiliza espaços físicos relativamente pequenos, além de oferecer melhores condições operacionais, se comparado com o tratamento em aterros sanitários (BARCELOS, 2009).

Os biorreatores ou biodigestores (reatores/digestores) são estruturas físicas que possibilitam a ocorrência do processo da DA em condições controladas e adequadas às reações bioquímicas envolvidas no processo. De acordo com Ward *et al.* (2008) um biorreator anaeróbio deve criar condições que permitam uma taxa alta e contínua de carga orgânica em um curto tempo de retenção hidráulica (TRH) com uma produção máxima de CH₄. O tipo de equipamento e o nível de mistura dependem do tipo de reator e do teor de sólidos contidos neste reator (BARCELOS, 2009). A homogeneização de diferentes tipos de resíduos possibilita além da regularização quantitativa da concentração de DQO (Demanda Química de

Oxigênio), a correção da acidez ou da basicidade natural do substrato, além de melhorar a sua composição nutricional (LEITE *et al.* 2004).

Existem diversos tipos de biorreatores utilizados para o processo da DA de resíduos orgânicos. Destacam-se, no entanto, três grupos principais: os reatores de sistemas em batelada, os reatores de um estágio e os reatores de dois estágios (CASSINI, 2003).

Os reatores de sistemas de bateladas são considerados os mais simples. Na sua operação, são preenchidos na totalidade e deixados por um período de tempo, o TRH, ou ainda o Tempo de Retenção de Sólidos (TRS), sendo depois esvaziados. Esse tipo de biorreator é muito útil porque possui baixo custo e complexidade, proporcionando um desempenho rápido da DA. Entretanto, possuem algumas limitações como altas flutuações na produção e na qualidade do biogás, perdas de biogás durante o esvaziamento dos biorreatores, sedimentação de material no fundo do reator e restrição física de altura (KHALID *et al.*, 2011). A sedimentação de material no fundo do reator inibe a digestão e causa risco de explosão quando há descarga do reator (REICHERT, 2005).

Os reatores de um estágio ou de uma fase são conhecidos como “sistema de alimentação contínua de um estágio” onde todas as reações bioquímicas ocorrem no mesmo biorreator (KHALID *et al.*, 2011). Segundo Cassini (2003) esse tipo reator é comumente empregado na Europa. A preferência por esse tipo de tratamento, principalmente na esfera industrial, está intimamente associada com o fato de o projeto ser muito simples, possuir menos falhas técnicas e exigir um baixo investimento econômico (VANDEVIVERE *et al.*, 2002). No entanto, é mais provável que ocorra “curto-circuito” em reatores de um único estágio do que em reatores multi-fase. Curto-circuito é o tempo de retenção da matéria orgânica mais curto do que o necessário, o que reduz o rendimento de biogás e impede a sanitização completa do material (WARD *et al.* 2008).

Já os biorreatores de dois estágios, ou sistemas de alimentação contínua de multi-estágio (multi-fase), são aqueles compostos por dois reatores onde as etapas bioquímicas ocorrem separadamente (WARD *et al.*, 2008). No primeiro reator, predominam os microrganismos hidrolíticos e formadores de ácidos. Já no segundo reator, ocorrem as ações dos microrganismos acetogênicos e metanogênicos (CASSINI, 2003). Esse tipo de biorreator é considerado de alta eficiência quanto à degradação e à produção de biogás no tratamento de resíduos orgânicos. Isso porque permite a seleção e o enriquecimento dos diferentes microrganismos presentes em cada etapa do processo de DA (KHALID *et al.*, 2011).

Os biorreatores podem também ser divididos em “secos” e “úmidos”. Os reatores “úmidos” trabalham com um teor de aproximadamente 15% de sólidos totais (ST). E comumente precisam passar por um pré-tratamento (peneiras, trituradores, etc.) para atingir esse percentual, o que acarreta na perda de sólidos voláteis (SV) e conseqüentemente uma diminuição do biogás produzido. Os biorreatores “secos”, por outro lado, tratam o resíduo orgânico em seu estado natural, sem diluição. O conteúdo de ST fica entre 20 e 40%. Teores de ST maiores do que 50% necessitam de diluição com água (CASSINI, 2003).

Existe ainda a classificação baseada na temperatura de funcionamento dos reatores: reatores mesófilos (20-45°C) e reatores termófilos (55-65°C).

No trabalho de Reichert (2005) estão descritas, ainda, algumas tecnologias patenteadas que estão operando em escala real utilizando diferentes configurações de reatores.

2.3.2 Partida do reator

O ecossistema anaeróbio não se instala imediatamente após a colocação dos resíduos orgânicos no reator. Precisa-se de um tempo, muitas vezes elevado, para que as populações de microrganismos possam crescer e levar o sistema à estabilização. Considerando este fato, os procedimentos principais empregados na partida de um reator são: a adição de um inóculo metanogênico (lodo de esgoto, estrume, etc.); a adição de um tampão; o ajuste da umidade; entre outros (BARCELOS, 2009).

Devido aos níveis relativamente baixos de reações metanogênicas na mistura inicial de resíduos, a capacidade metabólica das bactérias metanogênicas não é suficiente, inicialmente, para se equiparar com o aumento da atividade fermentadora do sistema. Com a finalidade de ativar a biomassa metanogênica, Siles *et al.* (2010), por exemplo, trataram seu resíduo com solução sintética de glicose, acetato de sódio e ácido láctico, adicionado posterior e gradativamente à carga orgânica no reator utilizado no estudo.

2.3.3 Umidade no reator

Os resíduos advindos das atividades domiciliares apresentam significativo percentual de umidade, favorecendo a sua utilização no processo de bioestabilização anaeróbia (LEITE *et al.* 2009). A água é um fator imprescindível para o processo de digestão anaeróbia, atuando como substrato e fornecendo os nutrientes necessários aos microrganismos, além de ser o agente condutor de enzimas e de outros metabólitos microbianos importantes no processo de decomposição (ALVES, 2008; LEITE *et al.* 2009). O teor de umidade permite não somente auxiliar no movimento microbiano, mas também

influenciar na limitação do transporte de massa de sólidos e no balanço entre a produção de AGV pelos microrganismos acidogênicos e a conversão desses ácidos em CH₄ pelos microrganismos metanogênicos (REIS, 2012).

Dessa forma, teores elevados de umidade geralmente facilitam a DA, porém, é difícil manter a mesma disponibilidade de água durante todo o ciclo da digestão. A água inicialmente adicionada ao processo decai a um nível mais baixo à medida que as reações vão ocorrendo na DA (KHALID *et al.*, 2011). Tem sido reportado que as maiores taxas de produção de CH₄ ocorrem entre teores de umidade de 60 a 80% (BOUALLAGUI *et al.*, 2003).

Como já citado, o teor de sólidos totais (ST) contidos na massa do reator classifica o sistema como digestão de alto teor de sólidos e de baixo teor de sólidos, ou ainda, como “seco” ou “úmido”, respectivamente (BARCELOS, 2009). Segundo Ward *et al.* (2008), os reatores com alto teor de umidade requerem um volume maior para o tratamento de uma massa semelhante de matéria-prima com baixo teor de umidade. Em termos práticos, de acordo com Guia Prático de Biogás (2010), a digestão úmida se realiza com substratos que podem ser bombeados. Já a fermentação à seco utiliza substratos empilháveis.

2.3.4 Massa bacteriana

Nos processos de tratamentos biológicos a eficiência da transformação da matéria orgânica está associada diretamente à presença de uma massa bacteriana equilibrada, capaz de suportar variações de cargas orgânicas, presença de materiais com características tóxicas, e variações das condições ambientais (LEITE *et al.* 2004).

O emprego de técnicas moleculares avançadas pode aumentar a eficiência do processo da DA através da identificação da estrutura da comunidade microbiana, suas funções e suas relações ecológicas. A quantificação de uma comunidade metanogênica pelo método de FISH, por exemplo, pode auxiliar na otimização da DA em biorreatores (TAGAWA *et al.* 2000 *apud* MONTERO *et al.* 2010).

2.3.5 Adição de inóculos

A adição de inóculos tem mostrado resultados satisfatórios no processo da DA, uma vez que propicia o equilíbrio da relação carbono/nitrogênio (C/N), melhora a estrutura física do substrato, a densidade microbiana e o teor de umidade. Além disso, incorpora ao substrato agentes tamponantes, proporcionando redução significativa do tempo de retenção de sólidos (BARCELOS, 2009). Os inóculos utilizados na DA, geralmente, são lodos de estações

de tratamento de esgotos ou materiais de origem animal, como esterco bovino e outros (LEITE *et al.* 2009).

2.3.6 Nutrientes e codigestão

O processo de DA é fortemente influenciado pelo tipo, complexidade e disponibilidade dos substratos, isso porque diferentes tipos de fontes de carbono possuem comunidades de microrganismos distintas.

O nitrogênio é um nutriente essencial para a síntese proteica e os microrganismos envolvidos na DA requerem a sua utilização. Compostos nitrogenados em resíduos orgânicos geralmente são provenientes de proteínas e são convertidos em NH_3 durante a DA. Na forma de NH_3 , o nitrogênio contribui para a estabilização do pH no biorreator onde a DA ocorre. Os microrganismos assimilam NH_3 para a produção de novas células bacterianas (KHALID *et al.*, 2011).

A relação C/N da matéria orgânica exerce influência crucial no processo da DA. Uma relação não balanceada resulta em um fator limitante das reações bioquímicas do processo. Uma concentração elevada de NH_3 pode levar a inibição dos processos microbiológicos, especialmente da metanogênese (KHALID *et al.*, 2011). Fricke *et al.* (2007) recomendam uma relação Carbono (C): Nitrogênio (N): Fósforo (P): Enxofre (S) nas proporções de 600:15:5:3. Reis (2012) cita as seguintes relações para os mesmos nutrientes: C/N = 20 a 30; C/P = 150 e N/P = 5.

As matérias-primas podem variar muito em sua relação C/N, e alguns reatores são mais afetados do que outros quando essa proporção não é a ideal. A codigestão de matéria-prima com baixa proporção de C/N com matéria-prima com alta relação C/N pode ajustar essa relação para a mais próxima do ideal (WARD *et al.* 2008).

Resíduos de frutas e legumes, por exemplo, tendem a ter baixos teores de sólidos totais e elevados teores de sólidos voláteis, e são facilmente degradados em um digestor anaeróbio. A hidrólise rápida dessa matéria-prima pode levar a acidificação de um digestor devido à formação de solúveis orgânicos, que podem ser facilmente convertidos em AGV (CHO *et al.* 1995; WARD *et al.* 2008). Com a finalidade de reduzir a inibição da fermentação de metano por ácidos orgânicos produzidos rapidamente na fase inicial da DA, a codigestão de materiais ricos em carboidratos com outras matérias-primas tem sido testada, produzindo bons resultados (LI *et al.* 2011). Em geral, a codigestão com outros compostos orgânicos é

recomendada e tem sido bastante explorada na potencialização das reações microbiológicas envolvidas na DA (KHALID *et al.*, 2011).

2.3.7 Temperatura

A temperatura é um dos fatores ambientais mais importantes na digestão anaeróbia, uma vez que afeta os processos biológicos de diversas formas. Influencia nas taxas de reações enzimáticas e também na desnaturação de enzimas ou na destruição da capacidade dos microrganismos de produzirem enzimas, o que compromete a eficiência do processo de bioestabilização do material orgânico (REIS, 2012). Temperaturas baixas resultam em um decréscimo do crescimento bacteriano, da taxa de utilização do substrato e da produção de biogás. Além de causarem uma exaustão da energia celular, vazamentos de substâncias intracelulares ou até mesmo a morte das células bacterianas. Por outro lado, temperaturas elevadas suprimem as atividades da etapa metanogênica devido à produção de gases voláteis como a amônia, o que resulta em uma diminuição do rendimento do biogás produzido (KHALID *et al.*, 2011).

Além disso, a variação brusca de temperatura pode causar a inibição da geração de biogás. Conforme relatado por Chae *et al.* (2008), em um digestor normalmente operado a 35°C, a queda repentina da temperatura para 30°C (mantida durante 170 h) e, então, elevada para 32°C, levou a diminuição da taxa de produção de biogás quando comparado ao controle experimental. Recuperada a estabilidade da temperatura, não houve diferença significativa no rendimento de biogás entre o reator controle e o reator de tratamento (choque térmico). Este resultado indica que, embora as bactérias metanogênicas sejam muito sensíveis à temperatura, elas também se adaptam a mudanças com o passar do tempo. O trabalho de Ferrer *et al.* (2010) também relata que as flutuações na temperatura causadas por problemas operacionais (em alguns casos somado ao excesso de carga orgânica) tinham como resultado uma imediata diminuição no teor de CH₄ do biogás para valores inferiores a 50%, além do acúmulo de AGV no sistema.

Segundo Metcalf & Eddy (2004) os microrganismos 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 DA, um na faixa mesófila (30 a 35°C) e o outro na faixa termófila (50 a 55°C). Geralmente a DA ocorre em condições mesófilas, pois há mais estabilidade no processo e menores gastos energéticos. Uma faixa de temperatura entre 35 e 37°C é considerada adequada para a produção de metano (principal constituinte do biogás) (KHALID *et al.*, 2011).

Contudo, Zhu *et al.* (2009) afirmam que em condições termófilas há uma maior taxa de degradação da matéria orgânica e maior produção de biogás, além de uma destruição de patógenos mais eficiente no biossólido formado. Carneiro (2005) afirma que a digestão termofílica aumenta a velocidade de conversão da matéria orgânica, permitindo baixos TRH e altas velocidades de carga. Bouallagui *et al.* (2004), tratando resíduos vegetais, reportaram que a DA em processo termofílico gera em média até 41% e 144% a mais de taxa de produção de biogás do que em condições mesofílica e psicofílica, respectivamente. Bolzonella *et al.* (2012) observaram um aumento notável em termos de remoção de sólidos voláteis e DQO quando a temperatura transitou de mesófila para termófila, as taxas de remoção aumentaram de 36% para 48% (DQO) e de 35% para 45% (SV). A produção de biogás passou de 0,88 para 1,23 m³/dia com teor de CH₄ a um nível constante de: 63% e 64% em condições mesófilas e termófilas, respectivamente.

Por outro lado, o tratamento termofílico possui algumas desvantagens, como, por exemplo, uma menor estabilidade em relação às condições mesofílicas (BOUALLAGUI *et al.*, 2004). De acordo com Riau *et al.* (2010) as condições termofílicas estão normalmente associadas com elevadas concentrações de propionato. Os autores relatam que em seu estudo as condições termofílicas produziram um efluente com elevada concentração de propionato (500-600 mg/L). Bolzonella *et al.* (2012), relatam ainda um aumento nas concentrações de amônia, de 2.380 mgN/L em condições mesofílicas para 3130 mgN/L em condições termofílicas, cuja causa provável é o aumento da hidrólise de materiais protéicos. A concentração de amônia livre aumenta com a elevação da temperatura, influenciando o equilíbrio do sistema (CHAE *et al.* 2008), e, foi apontada como uma das principais causas para a baixa produção de biogás no tratamento de dejetos suínos (FERRER *et al.* 2010).

A maioria da literatura disponível descreve o desempenho dos processos anaeróbios tratando diferentes substratos na faixa de temperatura termofílica e mesofílica. No entanto, é possível obter bons rendimentos de biogás tratando resíduos orgânicos em faixas psicofílicas. Dhaked *et al.* (2010) relatam que o tratamento anaeróbio de esgoto sanitário no Himalaia, sob condições psicofílicas (10-15°C), obteve biogás com teor de metano entre 68-73%, com uma redução de 90% de sólidos voláteis e efluente livre de odores. Nozhevnikova *et al.* (2007) estudaram o metabolismo das bactérias e as rotas de obtenção do metano em baixas temperaturas. Sob condições psicofílicas, cerca de 95% de metano foi originado a partir de acetato, em contraste com a comunidade termofílica (50°C) onde até 98% do metano foi formado a partir de bicarbonato de sódio. Já na comunidade mesofílica (30°C), o acetato

foi o precursor de cerca de 80% do metano produzido. Os resultados confirmam a influência da temperatura sobre a metanogênese, demonstrando que a percentagem de metanogênese hidrogenotrófica foi baixa em temperaturas psicrófilas e muito alta em condições termófilas (NOZHEVNIKOVA *et al.* 2007).

Em geral, a escolha de uma faixa de temperatura para a digestão anaeróbica é estritamente dependente das condições bioclimáticas locais (BOUALLAGUI *et al.*, 2004). Para avaliar a temperatura ideal a ser utilizada faz-se necessário um balanço energético, estabelecendo o interesse de manter determinada temperatura e um estudo econômico de cada caso em particular (CARNEIRO, 2005). O balanço da energia líquida entre o aumento da demanda de energia e o aumento da produção de metano em temperaturas mais altas deve ser cautelosamente avaliado na decisão sobre qual a faixa de temperatura será empregada (CHAE *et al.* 2008).

Acredita-se que para as condições climáticas médias brasileiras a faixa mesófila seja a mais adequada para a operação de biorreatores anaeróbios (REMPEL, 2014).

2.3.8 Tempo de Retenção de Sólidos (TRS)

O TRS, juntamente com a temperatura, tem influência direta sobre os custos do tratamento dos resíduos, em relação ao investimento financeiro inicial (o volume do reator depende do TRS), à operação do reator, bem como à manutenção do mesmo. Do ponto de vista econômico, operar em um TRS mínimo é mais vantajoso, pois otimiza a produção de metano e a remoção de sólidos, além de assegurar a estabilidade do processo (FERRER *et al.* 2010). Para Chen *et al.* (2008), o saldo líquido de energia é diretamente dependente da concentração de sólidos voláteis (SV) do substrato, visto que o potencial de metano depende dos SV. Tratando dejetos suínos, esses autores concluíram que acima de 45000 mg/L de SV é mais econômico trabalhar a 35°C, e, abaixo de 45000 mg/L de SV a 30°C (Chen *et al.*, 2008).

O TRS também possui influência nos valores de pH. No estudo de Bouallagui *et al.* (2005) com a aplicação de um TRS de 20 dias foi possível manter o pH em torno de 7,2 na maior parte do processo. No entanto, ao reduzir o TRS para 10 dias, o pH caiu para 5,0 e foi observada a inibição da metanogênese.

2.3.9 Sobrecarga orgânica

O processo da DA é muito sensível a perturbações de sobrecarga orgânica no biorreator. A sobrecarga orgânica pode ser definida como a quantidade excessiva de matéria orgânica disponível para a população bacteriana ativa degradar (MONTERO *et al.* 2010).

Nesse sentido, a taxa de carga orgânica (TCO) é a medida da capacidade de conversão biológica de um sistema de DA, sendo um parâmetro de controle importante, especialmente, em sistemas contínuos. A TCO é definida ainda como o quociente entre a massa diária de sólidos voláteis na matéria-prima e o volume líquido da matéria-prima no biorreator, sendo a sua unidade característica $[\text{kgSV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}]$ (LINDORFER *et al.* 2008). Um sistema com uma TCO superior a sua capacidade biológica ideal poderá apresentar baixa produção de biogás devido ao acúmulo de substâncias inibidoras da metanogênese, como os ácidos graxos, no interior do biorreator (REICHERT, 2005).

A fim de se manter um processo anaeróbio estável, existem algumas limitações sobre a TCO que dependem tanto do substrato quanto do tipo de biorreator utilizados (ROBRA *et al.*, 2010). De acordo com o estudo de Lindorfer *et al.* (2008), tratando dejetos de suínos com resíduos agrícolas, houve um aumento na TCO (de aproximadamente 2,11 para 4,25 $\text{kgSV}/\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$), seguido por uma diminuição temporária da produção de biogás e um aumento paralelo da concentração de AGV. No entanto, após algumas semanas de adaptação no meio, ambos os parâmetros voltaram à normalidade. No trabalho de Ferrer *et al.* (2010), tratando lodo doméstico, quando a TCO era aumentada ($> 6 \text{ kgSV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$) devido a flutuações no teor de sólidos da lama de alimentação, a atividade metanogênica era severamente afetada, fato indicado pela diminuição da produção de biogás, com teor de CH_4 inferior a 50%, e acúmulo súbito de AGV (concentração total superior a 6 g/L).

Por fim, no trabalho de Bouallagui *et al.* (2003) a degradação anaeróbia de frutas e verduras do mercado da Tunísia foi testada em biodigestores sob condições mesófilas, com TCO de 4%, 6%, 8% e 10% de teor de sólidos (TS) e em TRH de 10, 12, 15 e 20 dias. Segundo os autores, houve uma diminuição significativa na conversão do substrato em biogás quando a concentração aumentou de 6% para 8% de TS. Na taxa de 10% de TS, após uma semana de operação, foi observada a inibição da metanogênese devido a diminuição do pH, e o experimento foi, então, interrompido.

2.3.10 pH

Cada microrganismo possui uma faixa específica de pH onde o seu crescimento é considerado ótimo, no qual a taxa de crescimento é máxima. Durante a DA, os processos de acidificação e metanogênese requerem valores diferentes de pH para o seu controle (REICHERT, 2005). Os microrganismos metanogênicos são sensíveis ao pH e seu crescimento ótimo ocorre em uma faixa relativamente estreita, em torno de 6,5 a 7,5. Contudo, podem conseguir a estabilidade para a formação de CH_4 numa faixa mais ampla de

pH, entre 6,0 e 8,0 (RIUJI, 2009). Valores abaixo de 6,0 e acima de 8,3 devem ser evitados, uma vez que estes inibem por completo os microrganismos formadores de CH₄, conforme relatado por Van Lier (1995) *apud* Reis (2012). Já as bactérias acidogênicas, demonstram atividade mesmo em pH mais baixos, próximo de 4,5 (CHERNICHARO, 1997).

O pH está relacionado diretamente com a alcalinidade, pela presença de sistema carbônico (bicarbonatos), e com os AGV formados na DA. Assim, a alcalinidade no processo de DA precisa ser monitorada, pois o sistema deve manter o pH dentro da faixa requerida pela população metanogênica, uma vez que a digestão de substratos complexos resulta na produção de ácidos orgânicos que precisam ser tamponados (BARCELOS, 2009). Torres Lozada *et al.* (2005) relatam que, quando o sistema acumula grande quantidade de AGV ou em casos de eventuais instabilidades, pode-se adicionar substâncias alcalinizantes ao processo, como, por exemplo, o bicarbonato de sódio. Dessa forma a biomassa é preservada e o pH é mantido próximo da neutralidade, sendo que o bicarbonato já é um produto final da metanogênese, não interferindo nesta etapa.

O pH ótimo depende do tipo de microorganismo envolvido no processo de digestão, como também do tipo de substrato empregado. Bouallagui *et al.* (2004), trabalhando com a DA de resíduos de frutas e vegetais obteve um pH dentro de valores considerados neutros (entre 7,0 e 7,8), mesmo alimentando o digestor com substrato de pH entre 3,5 e 4,2. Silva (2009) tratou resíduos sólidos vegetais pela DA, e, o pH médio do sistema oscilou entre 5,25 e 5,76. No entanto, segundo o autor, os baixos valores de pH não contribuíram para a inibição do processo metanogênico, pois houve produção de CH₄ no sistema.

2.3.11 Pré-tratamento da fração orgânica

A composição química e a estrutura de materiais lignocelulósicos dificultam a biodegradação de resíduos sólidos orgânicos, e a solubilidade de alguns substratos, principalmente a da lignina, o que é uma etapa limitante do processo da DA desse tipo de resíduo (KHALID *et al.*, 2011). Além disso, as características iniciais de substratos contendo frutas e vegetais têm como principal limitação para a DA a acidificação rápida do meio, diminuindo o pH no reator e acentuando a produção de AGV, o que pode inibir a atividade das bactérias metanogênicas (BOUALLAGUI *et al.*, 2005).

Diversos pré-tratamento físicos, químicos e enzimáticos têm sido propostos para aumentar a solubilidade dos substratos e acelerar a sua taxa de biodegradação. Entre alguns estudos podemos citar:

- Carneiro (2005), Castillo *et al.* (2006), Fernandez *et al.* (2008) e Illmer e Gstraunthaler (2009) que trituraram seus resíduos para padronizar o tamanho das partículas e facilitar a ocorrência da DA;
- Zieminski *et al.* (2012) que propõem o pré-tratamento enzimático como uma alternativa viável de intensificar os processos de degradação da biomassa orgânica de forma eficiente e ambientalmente segura;
- Lei *et al.* (2010) que avaliaram a incorporação de fosfatos na digestão anaeróbia da palha de arroz, obtendo como resultado um menor TRH;
- Torres e Lorens (2008) que trazem o pré-tratamento com $\text{Ca}(\text{OH})_2$, obtendo um rendimento de metano de até 172% superior em relação ao experimento controle. Este fato foi atribuído pelos autores ao inchaço da matéria orgânica, tornando-a mais suscetível ao ataque enzimático por microorganismos;
- Pang *et al.* (2008) que utilizaram o pré-tratamento com NaOH em resíduo de milho para melhorar a biodegradabilidade anaeróbia e a produção de biogás;
- Bolzonella *et al.* (2012) que trataram esgoto sanitário em condições termofílicas extremas (65°C). Observou-se nesse estudo um avanço expressivo na produção de biogás quando a temperatura do processo foi aumentada, subindo de 0,88 m³/d em condições mesofílicas para 1,23 m³/d em condições termofílica e para 1,33 m³/d em um sistema gradual de temperatura (de 65°C para 55°C);
- Siles *et al.* (2010) que trataram esgoto sanitário da indústria de biodiesel, fazendo uso da eletrocoagulação, e encontraram um decréscimo de 6,25% da DQO total e 13,60% da DQO solúvel no tratamento desse resíduo.

Em resumo, cada substrato pode receber inúmeros pré-tratamentos, ou até mesmo um conjunto destes, a fim de se obterem melhores rendimentos na produção do biogás, desde que as tecnologias empregadas sejam viáveis econômica e ambientalmente.

2.3.12 Outros contaminantes e inibidores

Além de todos os fatores mencionados anteriormente, a concentração de outros constituintes dos substratos pode causar a inibição da digestão anaeróbia. Os resíduos podem conter substâncias inibidoras ou mesmo tóxicas, tais como amônia, sulfetos e metais pesados.

O acúmulo destas substâncias pode causar distúrbios nos biorreatores, o que será indicado pela redução da produção de biogás e/ou do teor de CH₄, causando falhas no processo (CHEN *et al.* 2008).

Astals *et al.* (2012) afirmam que o nitrogênio é um nutriente importante para os microrganismos que realizam o processo da digestão anaeróbia. Porém, segundo Chae *et al.* (2008); Guia Prático de Biogás (2010) e Bolzonella *et al.* (2012), o aumento da temperatura do sistema eleva a concentração de amônia no meio, e, este fato pode ser um inibidor da metanogênese, pois uma concentração de amônia livre acima de 150 mg/L é tóxica às bactérias metanogênicas (CHERNICHARO, 1997).

A concentração de amônia é um parâmetro que deve ser monitorado principalmente na DA de substratos ricos em proteínas como os resíduos de matadouros e de cozinha (CHAE *et al.* 2008). No trabalho de Jayasinghe *et al.* (2001) a inibição da metanogênese por amônia foi verificada, sendo que a taxa de produção de CH₄ decresceu 60% dos seus valores originais. Leite *et al.* (2009) relatam que um dos problemas relacionados ao lixiviado gerado no tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos é a elevada concentração de nitrogênio amoniacal. Os autores encontraram valores de até 1.300 mg/L de nitrogênio amoniacal, fato que pode ser um limitante quando se pretende tratar biologicamente este resíduo. Por outro lado, segundo o Guia Prático de Biogás (2010), existem publicações que trazem valores e conclusões diferentes sobre o tema da inibição metanogênica por amônia/amônio, portanto, ainda não há consenso absoluto sobre esta influência no processo.

A presença de metais pesados (WARD *et al.* 2008; ALVES, 2008; CHEN *et al.* 2008; CHERNICHARO, 1997), sulfetos (CHERNICHARO, 1997) e a concentração de sódio (GRADY Jr.,1999 *apud* TREVISAN, 2010) também são citados na literatura como possíveis inibidores do processo da digestão anaeróbia, quando em concentrações elevadas.

2.4 CARACTERIZAÇÃO DO BIOSSÓLIDO GERADO NA DIGESTÃO ANAERÓBIA

A estabilização de resíduos orgânicos está associada com a mineralização de parte de seus compostos orgânicos (ASTALS *et al.* 2012). Da fração de sólidos totais retidos no interior do reator, parte é convertida a biogás e o restante se transforma em um material parcialmente bioestabilizado, podendo ser convertido em biofóssido de uso agrônômico (LEITE *et al.* 2009). No entanto, a presença de patógenos nesse biofóssido deve ser avaliada antes de qualquer aplicação agrícola.

Ferrer *et al.* (2010), tratando lodo de água residuárias, sugeriram um TRS mínimo de 6 dias a 55°C para prevenir a disseminação de agentes patogênicos no ambiente, aplicadas essas condições, o biossólido produzido pôde ser aplicado no solo com garantia fitossanitária. Carneiro *et al.* (2010) avaliaram a remoção de coliformes termotolerantes e *Salmonella* spp. no tratamento anaeróbio mesofílico (35°C) de lodo de estação de tratamento de águas residuais. Concluíram que com um TRH de no mínimo 20 dias é possível obter um biossólido de classe B, conforme a classificação da Resolução nº 375 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2006). Um biossólido classe B contém alguns patógenos e seu uso agrícola possui algumas restrições legais devido à segurança fitossanitária aplicável (Tabela 2).

Já o trabalho de Riau *et al.* (2010), que tratou lodo em condições anaeróbia termofílica e mesofílica de forma combinada, obteve um biossólido classe A, ou seja, apto a diferentes aplicações agrícolas devido a baixa concentração de patógenos e *Salmonella* spp.

Sugere-se que no uso de temperaturas mesofílicas para digestão anaeróbia, uma etapa posterior aeróbia, como, por exemplo, a compostagem seja aplicada para a bioestabilização do resíduo final gerado. A compostagem tem se mostrado bastante eficiente para a bioestabilização de lodos em geral (FERNANDES & SILVA, 1999).

Tabela 2 – Descrição das classes de lodo de esgoto ou produtos derivados.

Tipo de lodo de esgoto ou produto derivado	Concentração de patógenos	Aplicação agrícola conforme CONAMA nº 375 de 2006
A	Coliformes Termotolerantes <10 ³ NMP / g de ST Ovos viáveis de helmintos < 0,25 ovo / g de ST <i>Salmonella</i> ausência em 10 g de ST Vírus < 0,25 UFP ou UFF / g de ST	Quaisquer culturas, respeitadas as restrições previstas nessa Resolução.
B	Coliformes Termotolerantes <10 ⁶ NMP / g de ST Ovos viáveis de helmintos < 10 ovos / g de ST	Restrita ao cultivo de café, silvicultura, culturas para produção de fibras e óleos, com a aplicação mecanizada, em sulcos ou covas, seguida de incorporação, respeitadas as restrições dessa Resolução.

Fonte: Adaptado de CONAMA (2006).

ST: Sólidos Totais

NMP: Número Mais Provável

UFF: Unidade Formadora de Foco

UFP: Unidade Formadora de Placa

2.5 CONSIDERAÇÕES SOBRE A GERAÇÃO DE BIOGÁS EM ESCALA REAL

O atraso no desenvolvimento de tecnologias relacionadas com o reaproveitamento energético da biomassa no Brasil está associado à estrutura da matriz energética do país que é majoritariamente fundamentada na energia hidrelétrica. Esse cenário é diferente dos países europeus, como na Alemanha e na Espanha, por exemplo, que não possuem bacias hidrográficas tão atrativas para o estabelecimento de grandes centrais hidrelétricas (REMPEL, 2014).

No entanto, o Brasil tem avançado no desenvolvimento de tecnologias para aproveitar o seu amplo potencial e diversificar sua matriz energética, apostando no desenvolvimento de tecnologias mais limpas de produção. Além disso, o país tem procurado um destino adequado para os seus resíduos, buscando para tanto parcerias com países que já dominam tecnologias de tratamento adequadas para o aproveitamento energético na gestão dos seus resíduos sólidos (REMPEL, 2014). Um exemplo desse avanço, está na aprovação da Lei nº 12.305 de 2010 que trata da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) e tem como meta do Plano Nacional de Resíduos Sólidos o aproveitamento energético dos gases gerados nas unidades de disposição final de resíduos sólidos. Do mesmo modo, o Ministério das Cidades, em parceria com a Alemanha, está desenvolvendo o projeto PROBIOGÁS, que tem como foco o aproveitamento energético de biogás no Brasil (BRASIL, 2012).

Atualmente, a Alemanha é um dos países que mais investe na conversão energética dos seus resíduos, destacando-se na produção de biogás a partir dos resíduos agrícolas e dejetos de animais. De acordo com o Guia Prático de Biogás (2010), desde que a Lei Alemã de Energias Renováveis (sigla em alemão *EEG*) entrou em vigor, o número de usinas de biogás no país vem aumentando consideravelmente. No final do ano de 2009, a Alemanha contava com cerca de 4.900 usinas de biogás, e 31 dessas usinas já contavam com um sistema de injeção de biogás na rede de gás natural. Em algumas dessas usinas alemãs o biogás já era convertido em eletricidade *in loco*, ou, em um caso particular, usado diretamente como combustível para os veículos da empresa (GUIA PRÁTICO DE BIOGÁS, 2010). Esses dados demonstram o uso de tecnologias de ponta na purificação e no aproveitamento do biogás gerado pela DA de resíduos orgânicos.

Segundo De Baere e Mattheews (2008), os desafios intrínsecos da geração de biogás a partir dos RSU foram lentamente superados pelos países europeus, sendo que os melhores resultados obtidos contaram com a contribuição da população na separação dos resíduos sólidos domiciliares. O número de estações de tratamento da fração orgânica dos

RSD na Europa cresceu de três, no ano de 1990, para 62 no ano de 2000. E a estimativa era de que ao fim do ano de 2010 até 170 novas usinas fossem instaladas (GUIA PRÁTICO DE BIOGÁS, 2010).

A Tabela 3 traz alguns dados referentes à produção de biogás em escala real, conforme as tecnologias patenteadas existentes na Europa.

Tabela 3 – Tecnologia comercial de geração de biogás tratando RSU.

Tecnologia DA	Rendimento biogás	
	m ³ /tonelada RSU alimentada ^(A)	m ³ /kg SV ^(B)
BTA	80 – 120	0,39
Valorga	80 – 160	---
DRANCO	100 – 200	0,45
Kompogas	130	0,39
SEBAC	---	0,34
BTA	---	0,39

Fonte: Adaptado de ^(A)Shahriari *et al.* (2012) & ^(B)Walker *et al.* (2011).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

A presente pesquisa estudou o uso da biodigestão anaeróbia como opção para o tratamento da fração orgânica biodegradável dos RSU, pós-esteira de triagem, do município de São Leopoldo, tendo como foco a produção de biogás.

Trata-se da continuação de um estudo investigativo realizado no Anexo II do Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – Unisinos. Este primeiro estudo, realizado a partir do ano de 2013 até março do ano de 2014, buscou encontrar condições operacionais que se aproximassem das condições reais observadas em plantas de aproveitamento energético a partir de RSU (REMPEL, 2014).

3.1 SISTEMA EXPERIMENTAL

O processo da digestão anaeróbia da fração orgânica de RSU foi operado em um reator anaeróbio em sistema de batelada com mistura intermitente. O reator foi confeccionado em aço inox 304 e possui o corpo cilíndrico e o fundo inclinado, contendo uma válvula do tipo borboleta para a retirada de biossólido para análise durante o processo. O volume total do reator é de 50L, porém, para o estudo foi utilizado um volume útil de aproximadamente 40L para que o biogás gerado pudesse circular e ser direcionado por uma mangueira de silicone ao medidor do sistema. O sistema interno de pás misturadoras foi realizado com o auxílio de um motor acoplado a um motorreductor com controle de rotação.

A Figura 4 apresenta uma visão geral do sistema instalado no Anexo II do Laboratório de Saneamento Ambiental da Unisinos.

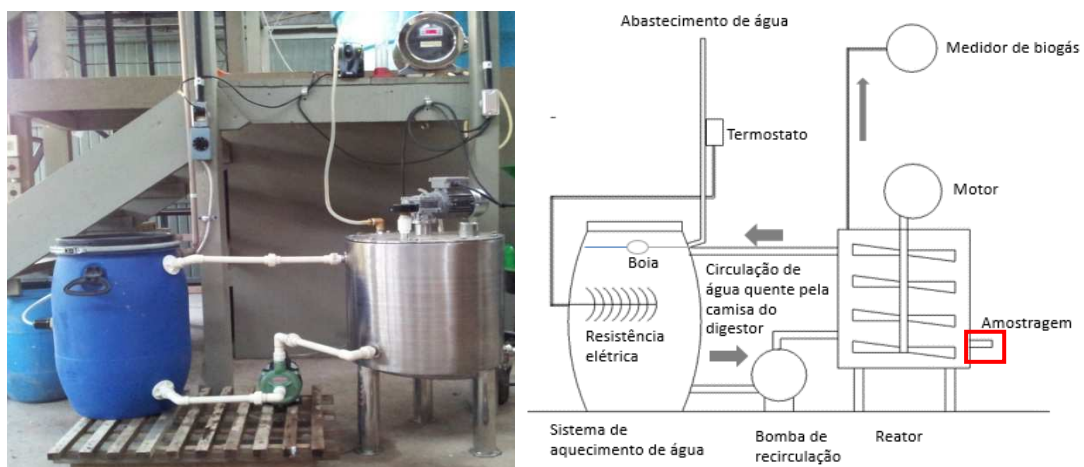


Figura 4 – Sistema Experimental da Digestão Anaeróbia.

A Tabela 4 apresenta os dados técnicos do sistema operacional desse estudo.

Tabela 4 – Dados técnicos do sistema operacional.

Dados Técnicos	
Volume Total	50 L
Volume Útil	40 L
Potência do sistema de agitação	1,0 CV
Volume reservatório de água quente	50 L
Potência da resistência de aquecimento	2000 Watts
Bomba de recirculação de água quente	0,5 CV monofásica 220 V
Pressão de projeto do corpo do reator	-0,5 – 0,5 kg/cm ²
Diâmetro do corpo do reator	380 mm
Altura do corpo do reator	450 mm

3.2 OPERAÇÃO DO BIORREATOR ANAERÓBIO

O TRS máximo utilizado foi de 34 dias e o mínimo de 25 dias, pois o estudo de Rempel (2014) sugeriu um TRS de aproximadamente 25 dias. A temperatura foi controlada pela recirculação de água quente na camisa do reator, no entanto, houveram variações acentuadas de batelada para batelada, atingindo um valor mínimo de 6°C no inverno e máximo de 40°C no verão. As bateladas realizadas nos meses de inverno tiveram maior variação da temperatura atingindo os valores mais baixos para essa variável (Bateladas 01 e 02), devido à falta de isolamento térmico eficiente do sistema utilizado no experimento.

A taxa de carga orgânica aplicada ficou na faixa de 168,25 e 307,50 kg RSU /m³, sendo os valores calculados sobre a massa de SV dos RSU utilizados. A Tabela 5 traz as TCO utilizadas juntamente com o TRS e a relação Inóculo/RSU bruto utilizados em cada batelada. Buscou-se uma diminuição na TCO aplicada a fim de se verificar o desempenho da produção de biogás nas bateladas testadas.

Tabela 5 – Dados operacionais de cada batelada do estudo.

Batelada	TRS (d)	NaOH 6N (L)	Volume de RSU (Kg)	Inóculo (%)	TCO (kg RSU/m³)
01	34	3,05	15,0	30%	307,50
02	30	2,00	15,0	30%	291,00
03	25	2,00	11,0	50%	233,56
04	27	0	11,4	42%	215,25
05	26	1,40	8,0	52%	168,25

A estanqueidade do sistema foi testada com a injeção de metano, a partir de um cilindro de gás, por uma entrada existente na tampa do digestor. Esta evidência foi observada pelo borbulhamento intenso de gás na garrafa de Drashoff que atua como selo hídrico antes

do sistema de medição de biogás. O reator utilizado demonstrou eficiência em termos de estanqueidade gasosa, não apresentando no decorrer do experimento vazamentos de gases gerados na digestão anaeróbia.

Foram realizadas oito bateladas, porém, devido a problemas operacionais, três delas tiveram de ser descartadas, em função de falhas no sistema de medição de biogás. No entanto, manteve-se o digestor em funcionamento nestas bateladas para o aproveitamento do material digerido como inóculo para as bateladas seguintes.

3.2.1 Sistema de agitação e controle da temperatura

Os resíduos foram misturados mecanicamente a 29 rpm a cada 2 horas. O sistema interno de mistura foi realizado com o auxílio de um motor acoplado a um motorreductor com controle de rotação. Um relé regulador controlou o tempo de mistura/repouso. O misturador é composto por um eixo vertical no qual estão dispostas um conjunto de três pás misturadoras inclinadas com ângulos diferentes, conforme pode ser observado na Figura 5 (c).

A forma de agitação utilizada nesta pesquisa, com intervalos de tempo breves e previamente definidos, com rotação lenta dos agitadores, baseou-se em recomendações do Guia Prático de Biogás (2010) e no trabalho de Rempel (2014).

Buscou-se manter a temperatura do sistema em $35\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1$, com uso de um termostato em contato com o sistema interno (destacado por um círculo vermelho na Figura 5), e com auxílio de recirculação de água aquecida em um tanque externo, constantemente recirculada pela camisa do reator, conforme pode ser observado no sistema da Figura 4. A recirculação foi operada com o auxílio de uma bomba centrífuga, marca Schneider com vazão de $5,5\text{ m}^3/\text{h}$.

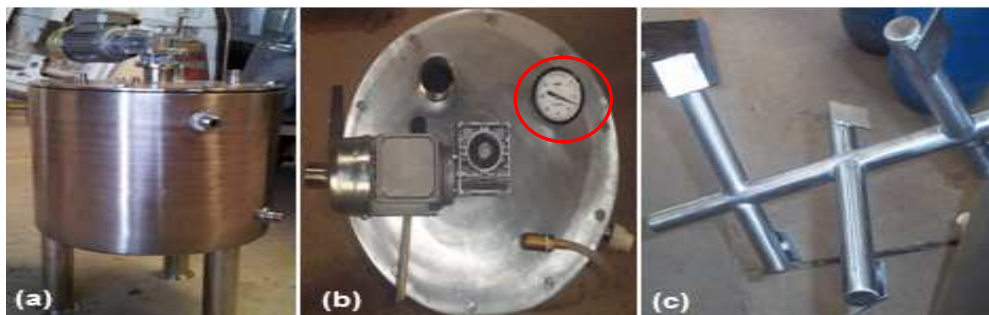


Figura 5 – Digestor Anaeróbio

(a) Digestor; (b) Vista superior do digestor, com o termostato em destaque; (c) Sistema de pás agitadoras do digestor (usadas internamente).

3.2.2 Inoculação

A inoculação do reator foi realizada com base em dados da literatura (CASTILLO *et al.*, 2006; CARNEIRO *et al.* 2008; FERNÁNDEZ *et al.* 2008; LEITE *et al.* 2009; REMPEL, 2014), onde verificam-se inoculações com percentuais de lodo anaeróbio entre 10 e 30% do volume útil do reator. Dessa forma, para a inoculação da primeira batelada adotou-se o uso de 30% de lodo anaeróbio com o objetivo de favorecer a agitação inicial do resíduo bruto. O lodo anaeróbio foi obtido de um reator UASB que trata esgoto doméstico da ETE Unisinos. A referida batelada não foi analisada, mas a DA não foi interrompida a fim de se preservar o material digerido para servir como inóculo para as bateladas seguintes. Nas demais bateladas, manteve-se uma quantidade de material digerido (lodo) no biorreator que serviu de inóculo para a batelada seguinte.

O percentual de inóculo utilizado em cada batelada foi definido com base no volume residual de sólidos deixado dentro do reator ao final de cada batelada. Para tanto se considerou a altura interna do digestor (45 cm). Portanto, ao final de cada batelada deixava-se dentro do reator uma altura de 13 a 26 cm de material digerido, o que equivaleu de 30% a 52% do volume do biorreator. Ao final de cada batelada o reator era aberto e uma fração do material digerido era retirada manualmente, deixando apenas o volume de inóculo previsto. Para a inoculação a tampa do digestor era removida para a adição do RSU bruto, conforme mostrado na Figura 6.

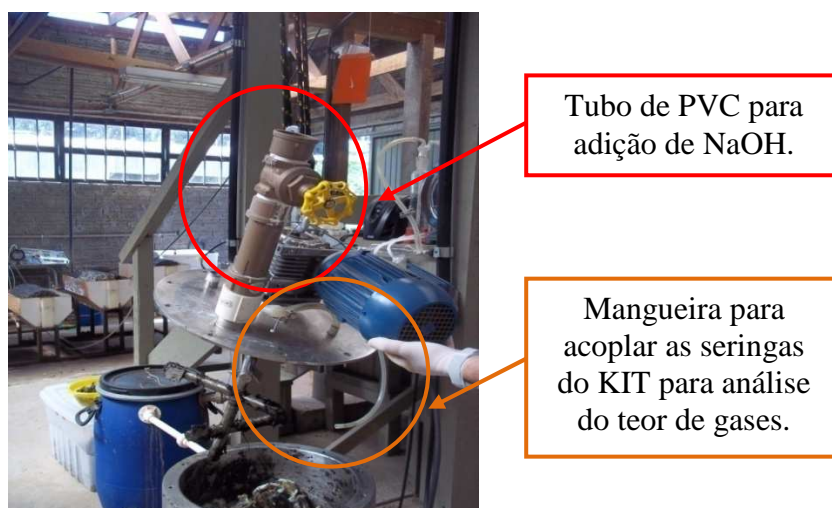


Figura 6 – Abertura do sistema para retirada do material digerido em excesso.

As taxas de carga orgânica aplicadas foram calculadas com base na massa de SV presente nos inóculos e nos resíduos brutos triturados. Por isso, mesmo quando se utilizou a mesma quantidade de RSU e de inóculo (Bateladas 01 e 02) as TCO aplicadas foram

diferentes, isso é esperado para este tipo de resíduo que possui variação natural de carga orgânica. A Figura 7 traz um fluxograma das etapas desse estudo, contendo a quantidade de RSU bruto, inóculo, TCO aplicada e relação RSU bruto/Inóculo utilizada em cada batelada.

Nas Bateladas 01, 02, 03 e 05 o pH foi ajustado no início do processo com NaOH 6N. Somente na Batelada 04 não houve adição de NaOH.

O material digerido, considerado como inóculo, foi caracterizado com relação ao teor de sólidos totais, fixos e voláteis, densidade, carbono orgânico total (COT), acidez total, alcalinidade, Nitrogênio Total, Fósforo Total e pH. O substrato fresco foi caracterizado quanto aos mesmos parâmetros, exceto à densidade.

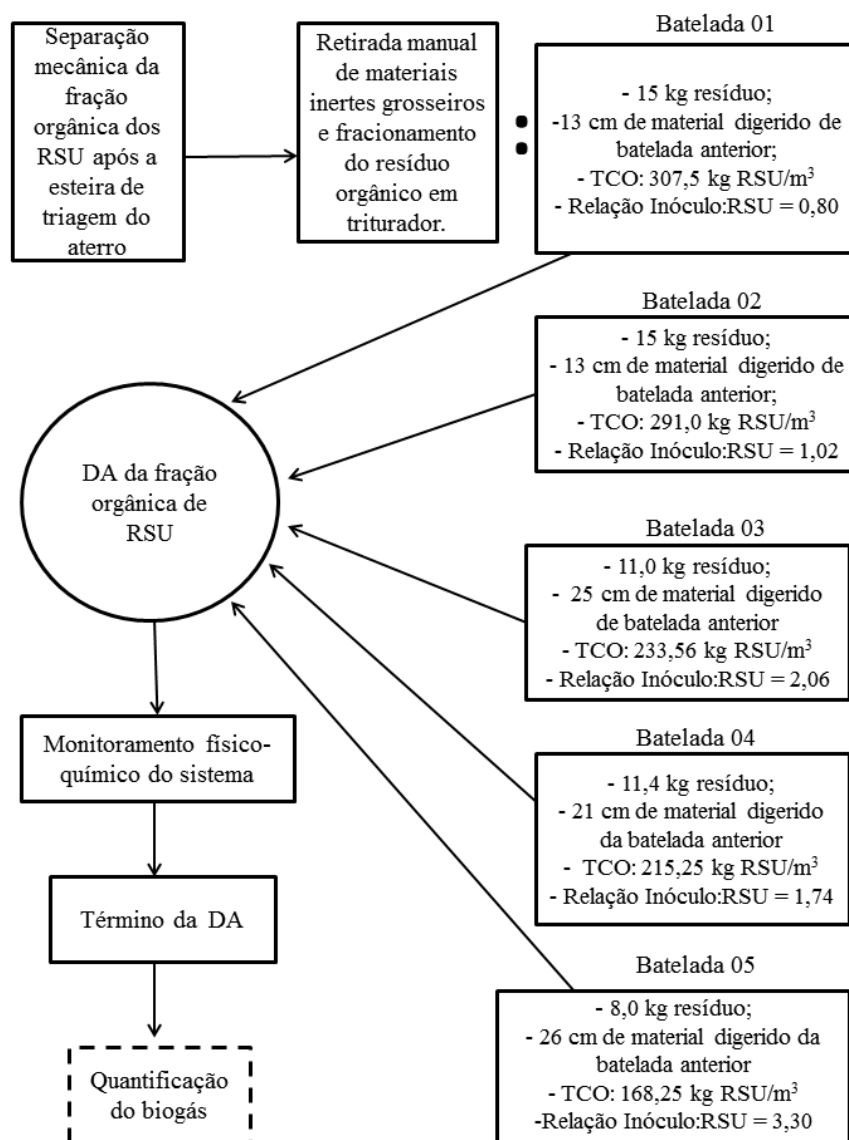


Figura 7 – Fluxograma simplificado da digestão anaeróbia em cada batelada do estudo.

3.2.3 Coleta das amostras

As amostras foram coletadas a partir de uma válvula do tipo borboleta, posicionada no fundo do digestor (destacada por um quadrado vermelho na Figura 4). Adaptou-se uma haste metálica que era introduzida no interior do digestor para a retirada das amostras (150 – 200g por vez), sem permitir a entrada de ar na base do reator.

Segundo o Guia Prático de Biogás (2010), devido à presença de bactérias anaeróbias facultativas, a entrada de oxigênio, desde que não seja em excesso, não ocasiona problema, pois o oxigênio é consumido pelas bactérias facultativas antes de causar danos às metanogênicas.

3.3 SUBSTRATOS E INSUMOS UTILIZADOS

3.3.1 Fração orgânica do RSU

O substrato orgânico utilizado na pesquisa foi coletado após a esteira de triagem do Aterro Sanitário do município de São Leopoldo – RS. Os resíduos inertes foram separados manualmente e descartados, mas não foram analisados. Cabe ressaltar que se trata de um resíduo extremamente heterogêneo, e por isso, flutuações na carga orgânica natural do resíduo são esperadas.

A fração orgânica separada dos resíduos inertes foi triturada em um triturador mecânico do tipo TRAPP TR 200. Após a trituração do resíduo, em cada batelada, uma amostra era coletada para caracterização físico-química do substrato obtido. Foram realizadas as análises de: teor de sólidos totais, fixos e voláteis, umidade, pH, alcalinidade, COT, Nitrogênio e Fósforo Total.

A quantidade de resíduo adicionado no biorreator variou conforme a batelada: Batelas 01 e 02 = 15 kg; Batelada 03 = 11,0 kg; Bateladas 04 = 11,4 kg; Batelada 05 = 8,0 kg. Porém, os valores foram definidos conforme a capacidade física do digestor para que o resíduo não ficasse compactado.

3.3.2 Adição de insumos

Nas bateladas com correção de pH, optou-se por corrigir o pH do meio com adição de NaOH 6N. Justifica-se o uso elevado da concentração para que se fosse utilizado o menor volume possível de solução.

A adição de NaOH ocorreu por meio de um tubo de PVC acoplado ao biodigestor (destacado por um círculo vermelho na Figura 6), sem permitir a entrada de ar no sistema pelo controle da abertura da válvula do tubo.

Com a redução da TCO aplicada buscou-se utilizar um menor volume de NaOH, porém, apenas uma batelada (Batelada 04) não necessitou da adição desse insumo. A adição foi efetuada gradualmente, conforme os resultados de pH obtidos, procurando manter o pH dentro da faixa neutra, porém, essa neutralidade não ocorreu em todas as bateladas.

3.4 MONITORAMENTO DA VAZÃO DE BIOGÁS, E DETERMINAÇÃO DO TEOR DE METANO

3.4.1 Medição da vazão e caracterização do biogás

Para o monitoramento do volume de biogás foi usado um medidor do tipo Hyde, o qual mede o volume de biogás a partir do volume de água deslocada em uma câmara interna, controlado por um sensor infravermelho. A Figura 8 mostra uma imagem frontal do sistema de medição, o painel de marcação digital está destacado no quadrado vermelho.



Figura 8 – Medidor de vazão do biogás.

Cada pulso gerado no medidor foi multiplicado por 11,11, valor obtido pela calibração do equipamento, a qual foi realizada previamente utilizando-se uma bomba peristáltica, onde se mediu o deslocamento do volume de uma coluna d'água por um pulso eletromagnético registrado no contador eletrônico. Desta calibração obteve-se o coeficiente acima, que representa o volume de biogás necessário para registrar um pulso no medidor. Desta forma, cada pulso registrado no controlador eletrônico corresponde a 11,11 mL de biogás gerado.

3.4.2 Determinação do teor de CH₄, CO₂, H₂S e NH₃

Seguindo a metodologia proposta pelo Manual de Análise de Biogás da EMBRAPA (s/d), para as análises de NH₃ e H₂S utilizaram-se técnicas colorimétricas de comparação visual em cartelas e tabelas padrões. Estas análises foram adaptadas do método “Azul indofenol” para NH₃ e do método “Azul de metileno” para o H₂S. Já para as determinações de CO₂ e de CH₄ utilizou-se o método de Orsat com adaptações.

O Kit da EMBRAPA possui as seguintes faixas de leitura para cada parâmetro:

- Amônia: 15 – 1310 ppmV
- Gás sulfídrico: 610 – 3060 ppmV
- Gás Carbônico: 0 – 100%, com resolução de 2,5%.
- Metano: o percentual de metano é obtido pelo desconto do percentual de CO₂.

Esse Kit é composto por uma série de seringas e soluções que devem ser aplicadas de acordo com o passo a passo contido no Manual (Figura 9). Trata-se de uma forma rápida e prática de análise para monitorar o sistema e a qualidade do biogás gerado (teor de CH₄ presente).

As seringas eram conectadas a uma mangueira de silicone acoplada ao digestor (destacado em um círculo laranja na Figura 6), que era aberta para circulação do biogás na hora da coleta para as análises dos teores de gases.



Figura 9 – Kit analítico para análise de biogás da EMBRAPA.

3.5 MONITORAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL

Os parâmetros monitorados no experimento seguiram metodologias conforme o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012) e Instrução Normativa N° 28 de 2007 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), conforme apresentado no Quadro 1.

Os procedimentos analíticos de cada amostra foram realizados logo após a coleta, e quando este processo não foi possível, as amostras foram conservadas em câmara fria com temperatura inferior à 4°C.

O Quadro 01 apresenta os parâmetros analíticos, a frequência das análises e os métodos utilizados. Todas as análises foram realizadas em triplicata, exceto as medições do volume de biogás, teores de gases no biogás e temperatura, que tiveram um único registro por vez.

Quadro 1 – Parâmetros e frequência de análise do estudo.

PARÂMETROS	MÉTODO ANALÍTICO	FREQUÊNCIA			REFERÊNCIA
		Entrada no Digestor	No Digestor (lodo)	Inóculo	
Sólidos Totais, Voláteis e Fixos (%)	Gravimétrico	A cada Alimentação	Três vezes/semana	Na Inoculação do Digestor	APHA (2012)
COT (%)	FR-NDIR ¹		Três vezes/semana		MAPA (2007)
NT (%) ²	Analítico, Multi N/C 2100S (analytikjena)		Semanal		MAPA (2007)
P _T (%)	Colorimétrico		-----		MAPA (2007)
pH	Potenciométrico		Três vezes/semana		APHA (2012)
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	Titulométrico		Três vezes/semana		APHA (2012)
Acidez Total (mg CH ₃ -COOH/L)	Titulométrico		Três vezes/semana		APHA (2012)
Volume de Biogás	Medidor biogás do tipo Hyde	-----	Diariamente (Dias úteis)	-----	
Temperatura	Termômetro	-----	Diariamente (Dias úteis)	-----	
CH ₄ , CO ₂ , H ₂ S e NH ₃ ³	Kit EMBRAPA	-----	Duas vezes/semana	-----	EMBRAPA

¹FR-NDIR: método de detecção de CO₂, formada pelo detector de infravermelho não dispersivo de radiação focalizada.

² As análises de NT foram realizadas somente até a segunda batelada, sendo interrompida devido a problemas no equipamento utilizado.

³ As análises de CH₄, CO₂, H₂S e NH₃ passaram a ser realizadas a partir da Batelada 03, com a aquisição do kit da EMBRAPA.

3.5.1 Determinação do teor de sólidos

A determinação dos teores de ST, SV e SF foi realizada de acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - 2540B (APHA, 2012). No entanto, a massa de amostra sólida utilizada nas análises foi adaptada de outras metodologias, conforme segue:

- 5,0 – 10,0 g para o material em processo de DA e o material final digerido (adaptado de LANGE *et al.* 2003);
- 25,0 – 26,0 g para o resíduo bruto triturado, a fim de minimizar o efeito da heterogeneidade do material (APHA, 2012).

3.5.2 Preparação da amostra sólida para a determinação de Nitrogênio Total, Fósforo Total e COT

O preparo das amostras sólidas foi adaptado do procedimento de preparo de amostras de fertilizantes orgânicos e organominerais, conforme a Normativa Nº 28 de 2007 do MAPA. Porém, com a finalidade de se obter uma fração com granulometria mais fina para os RSU brutos utilizados, após a secagem, esses resíduos foram triturados com o auxílio de um liquidificador.

3.5.3 Determinação da Acidez Total, Alcalinidade e pH

A lixiviação da amostra sólida seguiu o método proposto por Carneiro (2005). Esse autor utilizava uma proporção de 1:10 de resíduo sólido triturado e água deionizada, mantendo a amostra em agitação constante por 2 horas. Após este tempo a amostra era deixada em repouso, por 30 minutos. As análises de acidez total e alcalinidade total foram realizadas a partir do sobrenadante obtido. O pH da mistura era avaliado imediatamente após o tempo de agitação, utilizando-se um phmetro modelo Tecnal com equalizador de temperatura.

Para a determinação da acidez total e alcalinidade total, foi utilizado o método titulométrico proposto por DILALLO e ALBERTSON, (1961) *apud* Silva (2009).

3.6 TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS

Foram realizadas análises estatísticas descritivas dos parâmetros de temperatura, pH, COT, ST, SV e SF para todas as bateladas estudadas.

Aplicou-se o teste de correlação linear para as variáveis de temperatura e produção de biogás; pH e produção de biogás; alcalinidade total e pH; acidez total e pH.

O programa utilizado para efetuar todas as análises estatísticas foi o Microsoft Excel 5.0, com nível de significância de 0,05.

4 APRESENTAÇÃO, ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Este capítulo apresenta os resultados do presente estudo, onde cada batelada encontra-se descrita separadamente. Ao final do capítulo faz-se uma comparação da produção de biogás obtida em cada batelada, indicando quais foram as melhores características e condições de operação obtidas dentro dos limites testados.

4.1 GRAVIMETRIA E DISTRIBUIÇÃO GRANULOMÉTRICA DO RSU BRUTO

Para a caracterização granulométrica do substrato foram utilizados os dados obtidos por Rempel (2014) que utilizou a metodologia da ABNT NBR 7.181:84, apresentada na Figura 10.

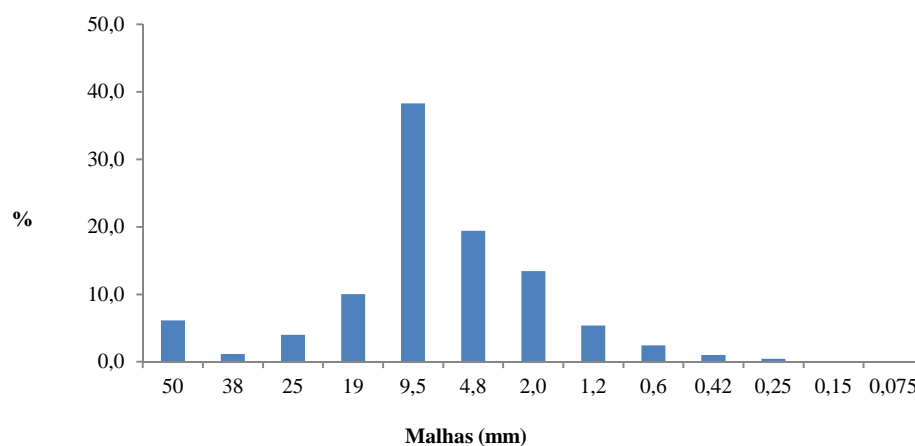


Figura 10 – Granulometria dos RSU estudados.

Fonte: REMPEL (2014).

O mesmo autor elaborou a determinação gravimétrica dos RSU provenientes do aterro, após a passagem por esteira de triagem, segundo a norma ABNT NBR 10.007:04, conforme o apresentado na Figura 11.

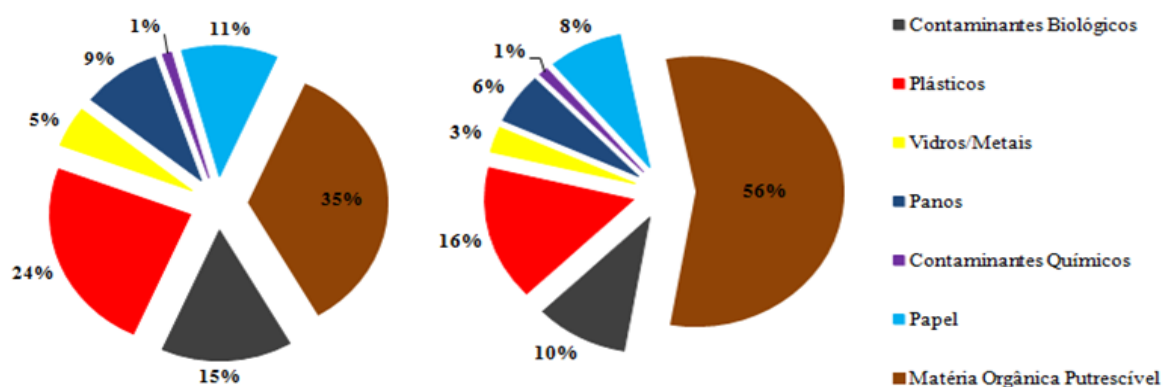


Figura 11 – Distribuição Gravimétrica do RSU

(a) via úmida (b) via seca

Fonte: REMPEL (2014).

Aproximadamente 80% da granulometria do resíduo estudado ficou entre as malhas de 2,0 e 19,0 mm. O autor ressalta que em algumas malhas, o coeficiente de variação entre as médias, chegou próximo de 60%. Essa variação está relacionada à heterogeneidade na composição do resíduo e à forma de trituração, que não teve como objetivo padronizar a granulometria do resíduo, mas sim facilitar o ataque microbiano ao mesmo (REMPEL, 2014).

4.2 BATELADA 01

A Batelada 01 utilizou 15 kg de RSU triturado e aproximadamente 30% em volume de inóculo proveniente da batelada anterior. Com base nos dados obtidos pelas amostras do resíduo bruto e do inóculo, o valor da TCO aplicada foi de 307 kg RSU/m³ e a relação Inóculo:RSU foi de 0,80.

O TRS foi de 34 dias com uma produção acumulada de 336,8 L de biogás (22,45 m³ de biogás/ton de RSU). Foi possível observar no medidor de vazão de biogás uma produção de biogás com maior regularidade na produção, ou seja, observava-se diariamente um determinado volume sendo produzido, sem grandes períodos de parada. Entre o 11º e o 13º dia e entre o 18º e 21º dias de digestão foi observado um período onde a variação na produção acumulada foi pequena, conforme pode ser observado na Figura 12, a qual apresenta a produção de biogás ao longo do tempo.

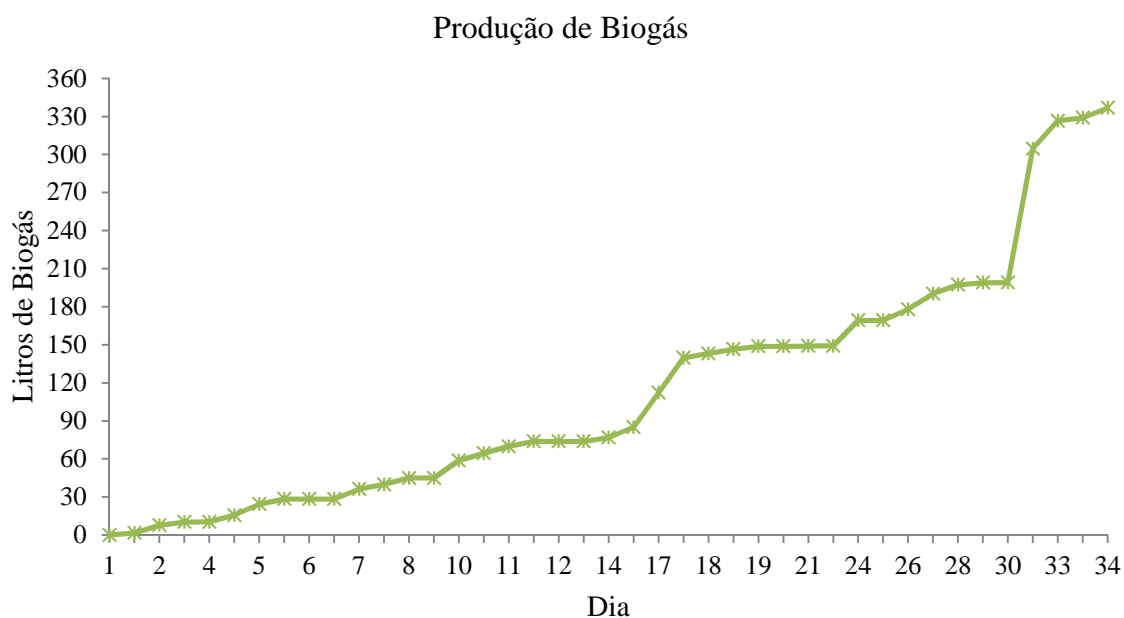


Figura 12 – Produção diária de biogás (L) da Batelada 01.

No tempo zero da inoculação adicionou-se 600 mL de NaOH 6N para ajuste de pH. No entanto, o volume total de NaOH 6N utilizado nessa batelada para manter o pH em torno de 7,0 foi de 3,05L. O valor de pH máximo obtido foi 7,5 e o mínimo 5,8 (final da batelada). A média do valor de pH foi 6,37 (DP = 0,99), ao longo de toda batelada. Os valores de pH mostraram-se correlacionados positivamente com a produção de biogás ($r = 0,7528$), indicando a forte dependência deste parâmetro de controle com o volume de biogás produzido.

A temperatura não se manteve estável durante a Batelada 01, sendo a mínima encontrada de 10°C e a máxima de 34°C. A média de temperatura dessa batelada foi de 23°C. A variação da temperatura, no entanto, não foi correlacionada com a produção de biogás ($r = 0,0806$).

A Figura 13 apresenta a variação da temperatura e do pH durante a Batelada 01, juntamente com a produção acumulada de biogás.

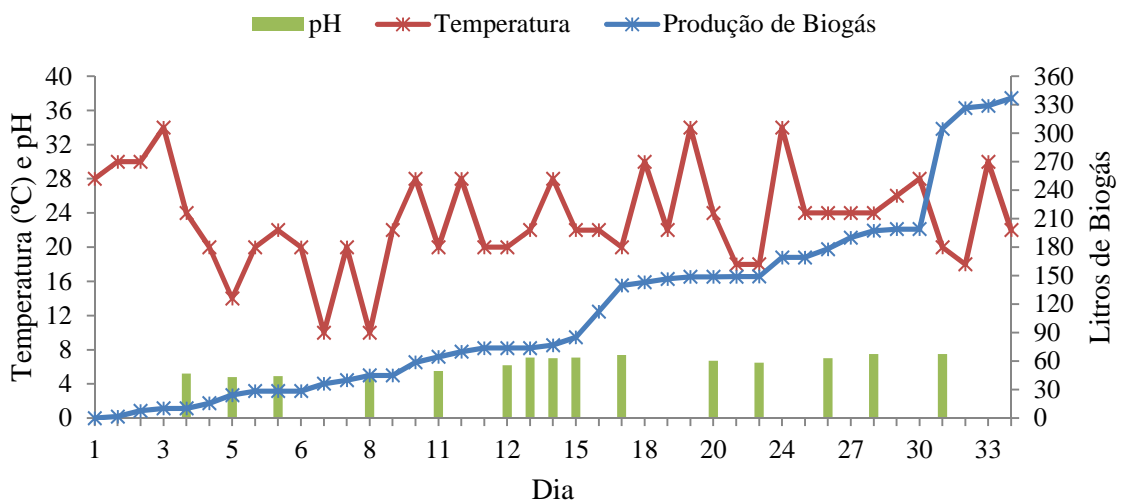


Figura 13 – Produção de biogás (Batelada 01) frente à variação de temperatura e de pH.

A produção acumulada de biogás na Batelada 01 foi de 336,8 L de biogás, correspondendo a 27,37 L de biogás/kg SV de RSU, o que corresponde a 0,027 m³/kg SV de RSU. Estes valores estão abaixo de valores observados por outros pesquisadores como Bhattacharyya *et al.* (2008), os quais observaram a produção entre 0,09 e 0,39 m³ de biogás/kg SV, digerindo RSU da cidade de Nagpur (Índia).

A baixa produção observada neste experimento pode ser atribuída a dificuldade de controle do pH do reator, o que certamente influenciou negativamente na produção.

A Tabela 6 apresenta as características físico-químicas do RSU bruto e do inóculo utilizados nesta batelada.

Tabela 6 – Resultados das análises físico-químicas do RSU bruto e do inóculo (Batelada 01).

Amostra	ST (%)	SV (%)	SF (%)	NT (%)	COT (%)	pH	Alcalidade (mg/L)	Acidez (mg/L)	C/N	Fósforo (%)	Densidade (g/mL)
Bruto	22,94	82,00	18,00	1,37	23,32	5,07	570,40	726,24	17,02	0,28	-
Inóculo	22,64	61,44	38,56	1,21	17,51	5,4	855,6	1228,2	14,50	0,22	1,08

Os pH do RSU bruto e do inóculo utilizado mostraram-se ácidos. Logo, uma quantidade elevada de NaOH precisou ser utilizada para manter o pH em torno de 7,0 durante a Batelada 01 (3,05L). O sistema não foi capaz de auto-regular o pH sem adição de álcali. Tanto a acidez do RSU bruto, quanto a do inóculo foram superiores as alcalinidades dessas amostras.

Os valores de COT foram superiores aos valores de NT. Porém, as relações C/N para o RSU bruto (17,02) e para o inóculo (14,50) ficaram abaixo do recomendado pela literatura (20 – 30) (REIS, 2012). Já a relação com o fósforo trouxe os seguintes resultados: C/P = 83,3 e N/P = 4,9 para o RSU bruto. Para o inóculo as relações foram: C/P = 79,6 e N/P = 5,5. As relações de C/P obtidas ficaram abaixo dos valores ideais, já as relações de N/P alcançadas ficaram bem próximas às citadas por Reis (2012) (C/P = 150 e N/P = 5).

Na Tabela 7 estão os resultados físico-químicos observados nas amostras coletadas ao longo da Batelada 01.

Tabela 7 – Resultados das análises físico-químicas das amostras coletadas (Batelada 01).

Dia	ST (%)	SV (%)	SF (%)	NT (%)	COT (%)	pH	Alcalidade (mg CaCO ₃ /L)	Acidez (mg CH ₃ -COOH/L)
4	24,41	64,48	35,52	1,02	16,08	5,2	496,8	939,84
6	23,12	61,76	38,24		17,85	4,9	349,6	1399,08
8	22,45	55,83	44,17	1,07	12,97	5,2	699,2	1292,28
11	22,19	53,22	46,78		18,98	5,5	947,6	1762,2
13	23,22	49,27	50,73		18,07	7,1	1472	2232,12
15	22,47	48,40	51,60	0,54	18,93	7,1	1021,2	1367,04
18	21,38	58,33	41,67		20,36	7,4	1416,8	1730,16

20	21,11	58,40	41,60		22,73	6,7	966	1420,44
22	21,10	60,58	39,42	0,54	17,53	6,5	2514,12	2488,44
26	23,76	58,80	41,20			7	2560,04	2050,56
28	20,57	58,66	41,34	0,57	20,54	7,5	2663,36	2157,36
32	20,25	61,02	38,98		26,49	7,5	2686,32	2317,56

Os ST não variaram significativamente em percentual ao longo da batelada (Mínimo = 20,25%; Máximo = 24,41%; Média = 22,17% DP = 1,31%). Os SV (Mínimo = 48,40%; Máximo = 64,48%; Média = 56,73%; DP = 5,23%) tiveram o seu percentual reduzido no início da batelada, vindo a aumentar após o 15º dia de inoculação. Os SF tiveram o comportamento contrário ao dos SV, ou seja, valores aumentados no início e reduzidos após o 15º dia da batelada (Mínimo = 35,52%; Máximo = 51,60%; Média = 43,27%; DP = 5,23%) (Figura 14).

É preciso salientar o grau de incerteza que está presente na análise de sólidos desta natureza, pois se tem ao longo do experimento uma mistura heterogênea de RSU e biomassa dentro do reator. Além da dificuldade de se estabelecer um padrão de mistura entre RSU e biomassa, o que pode levar a resultados discrepantes do teor de sólidos. Este fato pode ter ocorrido nas amostras do 13º e do 15º dia para as análises dos teores de SV e SF (Figura 14).

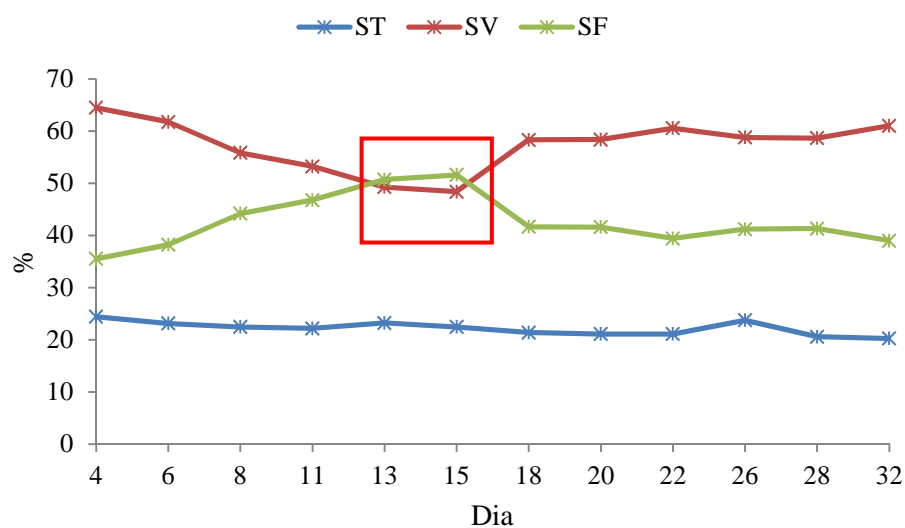


Figura 14 – Resultados das análises de sólidos (%) da Batelada 01 ao longo do tempo.

Não houve redução de COT, mas sim aumento (início = 16,08%; final = 26,49%) nesta batelada. A média para esta análise foi de 19,14% (Mínimo = 12,97%; Máximo = 26,49%; DP = 3,51%). Este comportamento pode ter ocorrido devido a problemas analíticos, principalmente na composição da amostra coletada para os ensaios, que pode não ser tão homogênea quanto à situação real no interior do reator.

Os valores de NT decresceram ao longo do experimento (início = 1,02; final = 0,57) (Tabela 7). Conseqüentemente, a relação C/N aumentou ao longo do tempo à medida que a digestão dos resíduos prosseguia (Figura 15), chegando a uma relação C/N = 36, próxima ao recomendado pela literatura (20-30) (REIS, 2012).

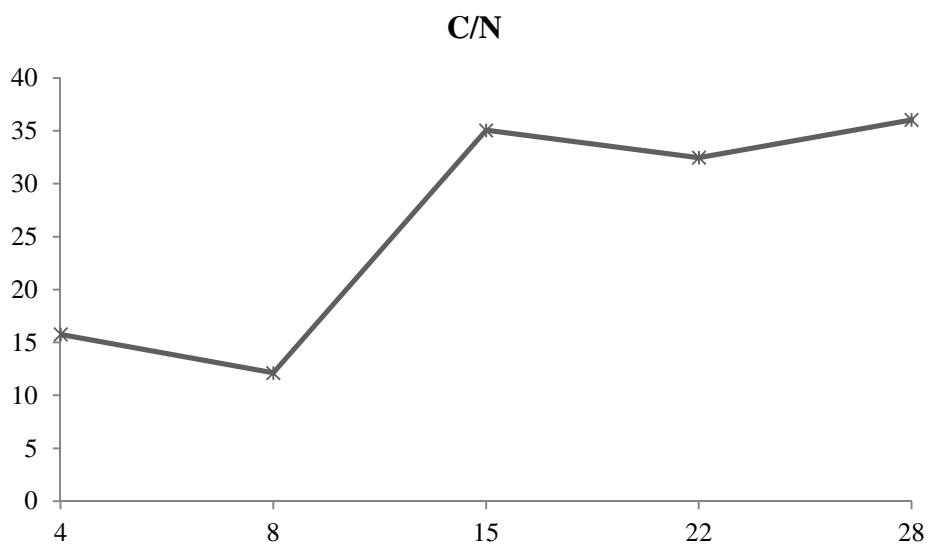


Figura 15 – Variação da relação C/N da Batelada 01.

A alcalinidade do sistema aumentou ao final da batelada, enquanto a acidez diminuiu. A Figura 16 apresenta o comportamento do pH frente aos resultados encontrados para acidez (mg $\text{CH}_3\text{-COOH/L}$) e alcalinidade (mg $\text{CaCO}_3\text{/L}$) das amostras coletadas ao longo da Batelada 01. Os valores obtidos para alcalinidade apresentaram correlação positiva intermediária com os valores de pH ($r = 0,7366$). Ou seja, o aumento da alcalinidade influenciou no aumento dos valores de pH. No entanto, também houve uma correlação positiva intermediária entre os valores de acidez e os de pH ($r = 0,6251$), o que não é esperado.

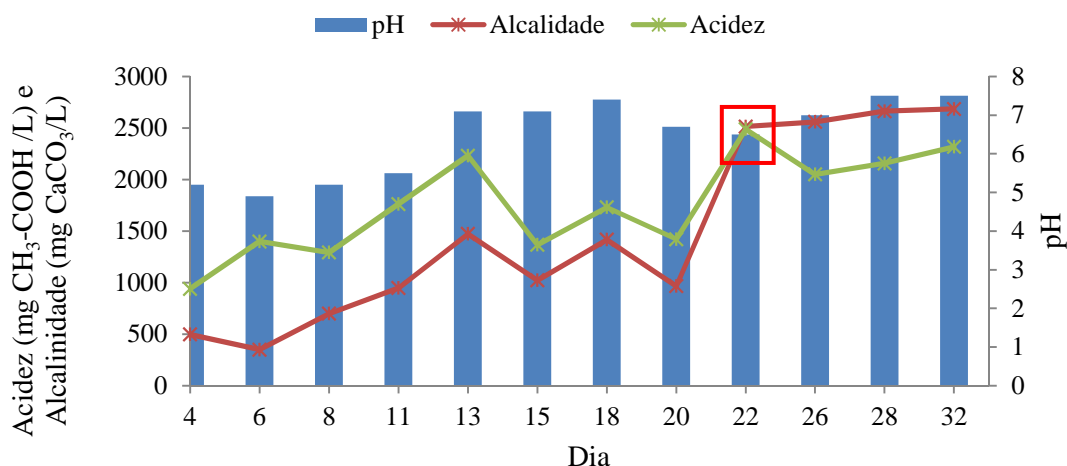


Figura 16 – Valores encontrados para o pH frente aos valores de acidez e alcalinidade ao longo do tempo (Batelada 01).

O aumento da alcalinidade e a manutenção de um pH próximo da neutralidade no final do experimento culminou com um aumento na produção acumulada de biogás no mesmo período, conforme pode ser observado nas Figuras 13 e 16, deixando evidente a importância do controle deste parâmetro para a otimização da produção de biogás. Nota-se que a amostra do dia 22 teve valores muito semelhantes de acidez e alcalinidade, possivelmente ocorreu um erro analítico nesta amostra, porque após, tanto acidez, tanto alcalinidade apresentaram valores diferenciados e coerentes entre si.

4.3 BATELADA 02

A Batelada 02 utilizou 15 kg de RSU triturado e 13 cm de material digerido (aprox. 30% em volume) de uma batelada anterior (descartada por problemas operacionais). Com base nos dados obtidos pelas amostras do resíduo bruto e do inóculo, o valor da TCO aplicada foi de 291 kg/m³ e a relação Inóculo:RSU foi de 1,02. Em relação à Batelada 01 houve um pequeno decréscimo da TCO (Batelada 01 = 307 kg RSU/m³) e um aumento da relação Inóculo:RSU (Batelada 01 = 0,80). Estas diferenças são decorrentes de variações naturais na composição do resíduo recebido da central de triagem do aterro.

O TRS foi de 30 dias com uma produção acumulada de 112,86 L de biogás, correspondendo a 7,52 m³ de biogás/ton de RSU. Nos primeiros 15 dias de operação do reator a produção foi pequena como pode ser observado na Figura 17.

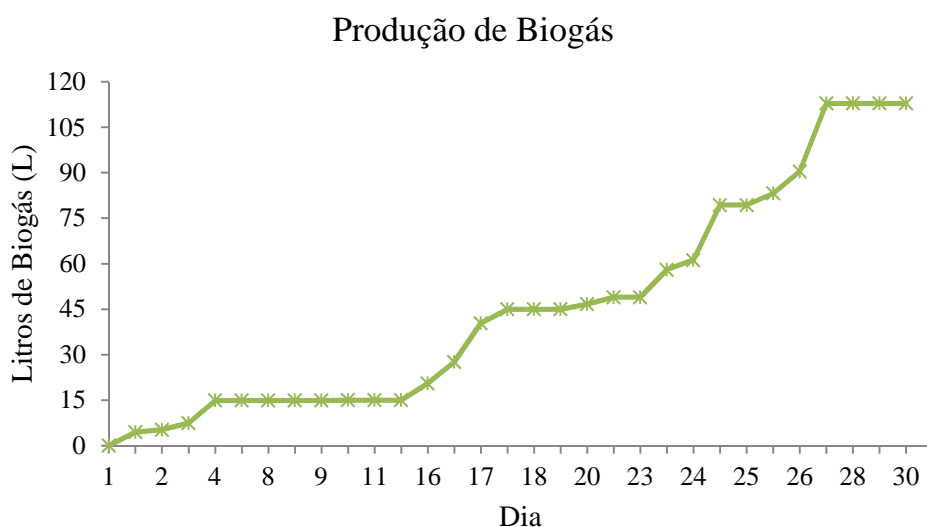


Figura 17 – Produção diária de biogás (L) da Batelada 02.

A produção observada de biogás foi de 7,52 L biogás/kg de RSU, correspondendo a 9,7 L biogás/kg SV (0,0097 m³/kg de SV). Este valor foi bem inferior ao encontrado pelos estudos de Bhattacharyya *et al.* (2008), que observaram a produção de 0,09 a 0,39 m³ de biogás/kg SV, digerindo RSU da cidade de Nagpur (Índia).

A temperatura oscilou bastante durante todo o tempo, sendo a mínima encontrada de 6°C e a máxima de 35°C. Como na Batelada 01, esta variação na temperatura decorreu de problemas técnicos no sistema de aquecimento, combinado com as baixas temperaturas do inverno. É conhecido que a temperatura tem uma forte influência na digestão anaeróbia, sendo um dos principais parâmetros de controle do processo e um forte interferente cinético. A média de temperatura dessa batelada foi de 20°C. A variação da temperatura, no entanto, não foi correlacionada com a produção de biogás ($r = -0,2110$), provavelmente devido ao curto tempo que o reator permaneceu em temperaturas baixas.

No tempo zero da inoculação adicionou-se 450 mL de NaOH 6N para ajuste do pH do inóculo. A manutenção do pH durante toda a batelada exigiu a adição fracionada de NaOH 6N (2,0L ao total) com a finalidade de manter o pH em torno de 6,0. Essa quantidade foi adicionada gradualmente de acordo com os valores de pH obtidos após verificações periódicas.

O valor máximo encontrado foi 7,88 e o mínimo 5,6 (final da batelada). A média do valor de pH foi 6,18 (DP = 0,56). Os valores de pH não foram correlacionados com a produção de biogás ($r = -0,4565$). Este fato pode ser explicado pela baixa produção geral de biogás da batelada.

A Figura 18 apresenta a variação da temperatura e do pH durante o TRS da Batelada 02, juntamente com a produção acumulada de biogás.

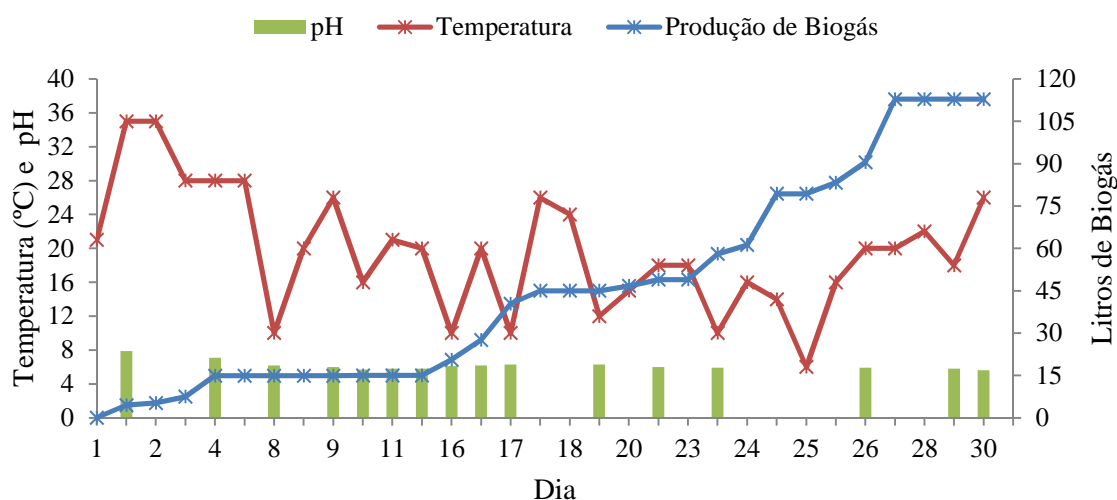


Figura 18 – Produção de biogás (Batelada 02) frente à variação de temperatura e de pH.

A Tabela 8 apresenta as características físico-químicas do RSU bruto e do inóculo utilizados nessa batelada. Observou-se que o teor de SV da Batelada 02 foi cerca de 5% inferior ao observado no RSU utilizado para a Batelada 01, o que reflete as flutuações esperadas na carga orgânica presente neste tipo de resíduo. Entretanto, a maior diferença observada foi na relação C/N, onde na Batelada 01 verificou-se relação C/N = 17, enquanto nesta batelada foi de 94, conforme pode ser observado na Tabela 8. Essa relação é muito elevada frente à relação ideal, em torno de 20 a 30 (REIS, 2012).

Tabela 8 – Resultados das análises físico-químicas do RSU bruto e do inóculo (Batelada 01).

Amostra	ST (%)	SV (%)	SF (%)	NT (%)	COT (%)	pH	Alcalidade (mg/L)	Acidez (mg/L)	C/N	Fósforo (%)	Densidade (g/mL)
Bruto	28,96	77,62	22,38	0,23	21,70	5,8	239,2	747,6	94,4	0,33	-
Inóculo	19,16	68,54	31,46	0,29	24,43	8,2	1904,4	1634,0	84,2	0,22	1,18

O pH do RSU bruto mostrou-se bem mais ácido que o do inóculo utilizado, porém, para manter o pH do sistema ao longo da DA foi necessário a adição de NaOH. Ou seja, o sistema não conseguiu tamponamento adequado sem a adição de NaOH. A acidez do RSU bruto mostrou-se muito superior a sua alcalinidade, o que somado a acidez do inóculo, pode ter contribuído para a acidificação do meio.

Os valores de COT foram superiores aos valores de NT o que trouxe uma elevada relação C/N, tanto para o RSU bruto quanto para o inóculo. Já a relação com o fósforo trouxe os seguintes resultados: C/P = 65,7 e N/P = 0,7 para o RSU bruto. Para o inóculo as relações foram: C/P = 111 e N/P = 1,3. Reis (2012) cita as seguintes relações como ideais para os mesmos nutrientes: C/N = 20 a 30; C/P = 150 e N/P = 5.

Na Tabela 9 estão os resultados físico-químicos encontrados nas amostras coletadas ao longo da Batelada 02.

Tabela 9 – Resultados das análises físico-químicas das amostras coletadas (Batelada 02).

Dia	ST (%)	SV (%)	SF (%)	NT (%)	COT (%)	pH	Alcalidade (mg CaCO₃/L)	Acidez (mg CH₃-COOH /L)
2	24,62	71,31	28,69	0,25	23,08	7,9	1214,4	1164,1
4	25,51	67,97	32,03		22,46	7,1	1196,0	1217,5
8	24,89	71,09	28,91	0,26	15,45	6,2	1352,4	1377,7
9						6,0		
10	25,09	66,63	33,37		12,60	5,7	828,0	1644,7
11						5,8		
12	23,24	60,14	39,86		14,42	6,4	855,6	1356,4
15	23,93	57,96	42,04	0,28	21,90	5,8	754,4	1142,8
16						6,1		
17	24,13	54,96	45,04		20,64	6,2	1076,4	1367,0
18						6,3		
19	23,12	53,99	46,01		20,27	6,3	966	1399,1
22	22,91	55,19	44,81	0,30	20,96	6	1085,6	1634,0
24	22,93	54,36	45,64		20,46	5,9	1104	1548,6
26	24,42	55,71	44,29		21,62	5,9	993,6	1420,4
29	22,85	53,91	46,09		20,73	5,8	984,4	1377,7
31	22,34	54,32	45,68	0,40	22,84	5,6	1030,4	1335,0

É possível observar que os ST não variaram significativamente em percentual ao longo da batelada (Mínimo = 22,34%; Máximo = 25,51%; Média = 23,85% DP= 1,01%). Os SV (Mínimo = 53,91%; Máximo = 71,31%; Média = 59,81%; DP = 6,87%) tiveram o seu percentual reduzido ao longo da batelada, enquanto os SF (Mínimo = 28,69%; Máximo = 46,09%; Média = 40,19%; DP = 6,87%) aumentaram (Figura 19).

O decréscimo nos SV pode ser atribuído ao consumo da fração carbônica durante o processo de digestão anaeróbia do RSU. Observa-se que a partir do 17º dia de digestão há uma estabilização no decréscimo de SV. Este efeito pode ser um indicativo de que a fração orgânica possível de ser digerida teve sua maior parte efetuada. Entretanto, os desequilíbrios e dificuldades de controle de pH e temperatura podem ter influenciado neste efeito.

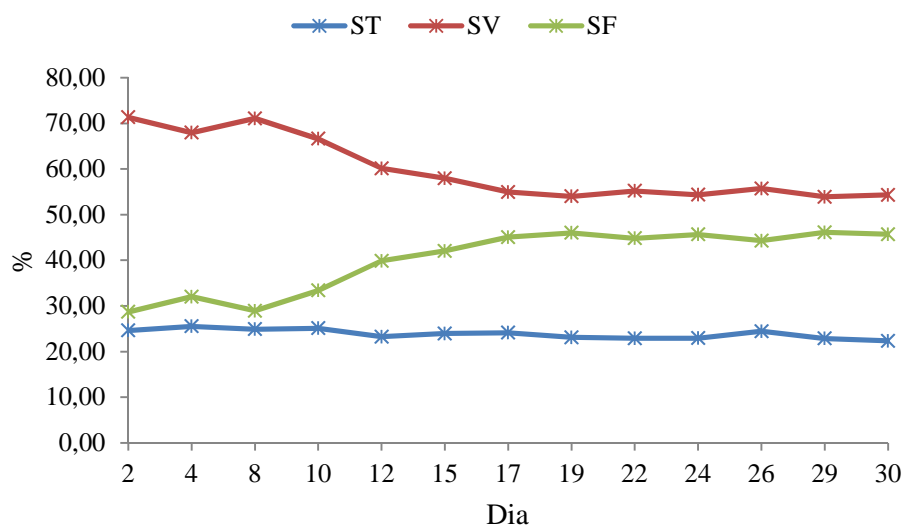


Figura 19 – Resultados das análises de sólidos (%) da Batelada 02 ao longo do tempo.

O percentual de COT manteve-se estável a partir do 14º dia de inoculação da batelada, sendo que a média foi 19,80% (Mínimo = 12,60%; Máximo = 23,08; DP = 3,48%). Não houve redução significativa de COT (início = 23,08%; final = 22,84%). Os valores de NT foram baixos ao longo de toda batelada, desde o RSU bruto e inóculo (Tabelas 8 e 9). Conseqüentemente, a relação C/N foi alta principalmente no início da batelada, diminuindo com o tempo (Figura 20).

Observa-se que a relação C/N está cerca de duas a três vezes acima do recomendado por Reis (2012), o que pode também ter contribuído para a instabilidade do sistema, uma vez que o balanço entre carbono e nutrientes é fundamental para manutenção de uma biocenose equilibrada. Chen *et al.* (2013) relatam que na digestão anaeróbia de resíduos de alimentos, a relação C/N ótima observada foi 22 para um TRS de 6 dias. A etapa de

hidrólise é conhecida como determinante para o andamento do processo anaeróbio, assim como a temperatura, pH, tempo de retenção de sólidos e a relação C/N são fatores chave para o controle na produção de AGV durante a fermentação anaeróbia (CHEN *et al.*, 2013). Como a relação C/N na Batelada 02 ficou muito acima do recomendado pela literatura, pode se inferir que este fator propiciou um desequilíbrio no sistema.

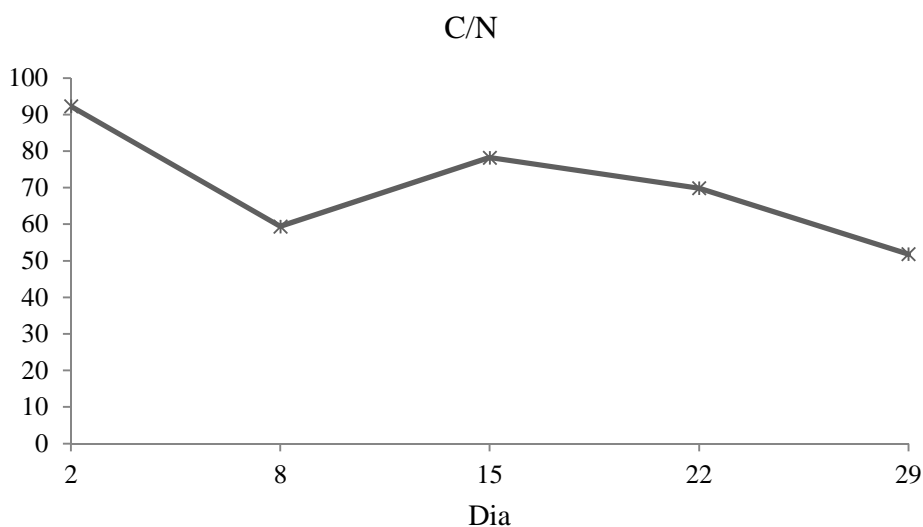


Figura 20 – Variação da relação C/N da Batelada 02.

A alcalinidade apresentou decréscimo a partir do 8º dia de digestão, o que também foi acompanhado pela queda de pH no mesmo período, conforme pode ser observado nas Figuras 18 e 21, e pelo aumento da acidez. A Figura 21 apresenta o comportamento do pH frente aos resultados encontrados para acidez (mg CH₃-COOH/L) e alcalinidade (mg CaCO₃/L) das amostras coletadas ao longo da Batelada 02. Os valores obtidos para acidez apresentaram fraca correlação negativa com os valores de pH ($r = -0,5306$). Ou seja, quanto maior a acidez, menor o pH. Já os valores de alcalinidade apresentaram correlação positiva fraca com os valores de pH ($r = 0,4938$). Ou seja, quanto maior a alcalinidade, maior o valor do pH.

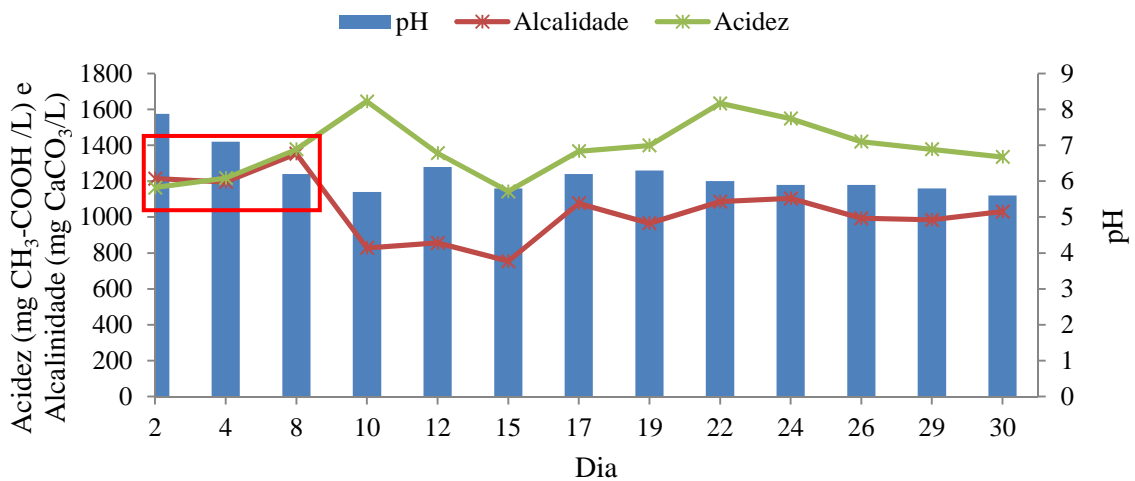


Figura 21 – Valores encontrados para o pH frente aos valores de acidez e alcalinidade ao longo do tempo (Batelada 02).

Nota-se que as três primeiras amostras tiveram valores muito semelhantes e depois do 8º dia há uma clara separação entre as variáveis, possivelmente ocorreu um erro analítico nestas primeiras amostras, porque após, tanto acidez, tanto alcalinidade apresentaram valores diferenciados e coerentes entre si.

4.4 BATELADA 03

A Batelada 03 utilizou 11,0 kg de RSU triturado e cerca de 50% em volume de inóculo proveniente da batelada anterior. Com base nos dados obtidos pelas amostras do resíduo bruto e do inóculo, o valor da TCO aplicada foi de 233,56 kg RSU/m³ e a relação Inóculo:RSU foi de 2,06. Nesta batelada aumentou-se a relação RSU:Inóculo como tentativa para estabilizar e controlar o pH durante a digestão dos resíduos.

O TRS foi de 25 dias com uma produção acumulada de 89,96 L de biogás (11,24 m³ de biogás/ton de RSU). Estes valores equivalem a 11,24 L biogás/ kg RSU, e considerando somente a produtividade em termos dos SV presentes os valores encontrados são: 13,23 L biogás/ kg SV (= 0,013 m³ biogás/ kg SV). Valores também inferiores ao encontrado pelos estudos de Bhattacharyya *et al.* (2008), que observaram a produção de 0,09 a 0,39 m³ de biogás/kg SV, digerindo RSU da cidade de Nagpur (Índia).

A produção de biogás apresentou um período de estagnação entre o 10º e o 17º dia de inoculação. Após este período, a produção de biogás aumentou gradualmente, como pode ser observado na Figura 22.

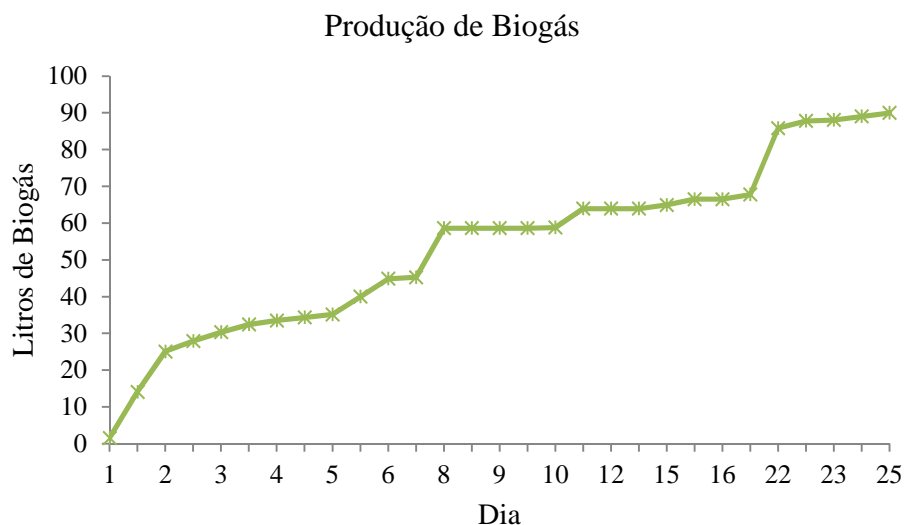


Figura 22 – Produção diária de biogás (L) da Batelada 03.

Na inoculação houve adição de 1000 mL de NaOH 6N na tentativa de se obter uma elevação do pH do sistema, porém, mesmo após a adição gradual de 2,0L de NaOH, o pH não alcançou a neutralidade desejada. O valor máximo de pH encontrado foi 5,53 e o mínimo 5,13. A média do valor de pH foi 5,29 (DP = 0,14). Houve correlação positiva entre os valores de pH e a produção de biogás ($r = 0,8413$). Ou seja, quanto maior o pH, maior a produção de biogás.

A temperatura variou consideravelmente durante a Batelada 03, sendo a mínima encontrada 20°C e a máxima 40°C. A média de temperatura dessa batelada foi de 30°C. A variação da temperatura nesta batelada também não foi correlacionada com a produção de biogás ($r = 0,0557$). Esta falta de correlação possivelmente está relacionada à faixa de temperatura em que a batelada ocorreu (majoritariamente em condições mesófilas). Entretanto, esta relação não pode ser confirmada, pois a produção de biogás não depende somente de a temperatura estar numa faixa ideal, é preciso que as demais condições, como pH e alcalinidade, também estejam.

A Figura 23 apresenta a variação da temperatura e do pH durante o TRS da Batelada 03, juntamente com a produção acumulada de biogás.

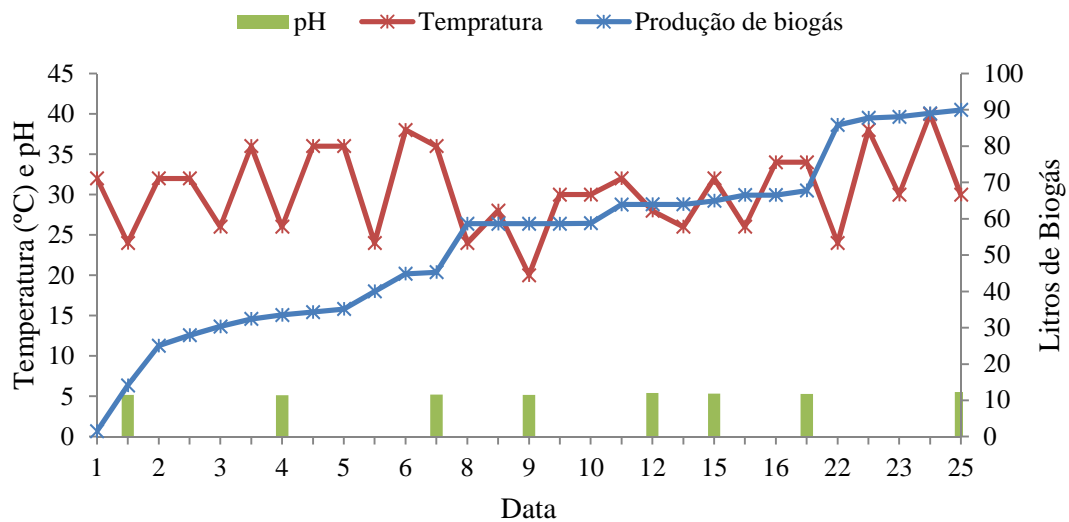


Figura 23 – Produção de biogás (Batelada 03) frente à variação de temperatura e de pH.

A Tabela 10 apresenta as características físico-químicas do RSU bruto e do inóculo utilizados nesta batelada.

Tabela 10 – Resultados das análises físico-químicas do RSU bruto e do inóculo (Batelada 03).

Amostra	ST (%)	SV (%)	SF (%)	COT (%)	pH	Alcalidade (mg/L)	Acidez (mg/L)	Fósforo (%)	Densidade (g/mL)
Bruto	33,58	84,93	15,07	14,97	5,80	410	588	0,29	-
Inóculo	19,57	60,99	39,01	15,56	5,40	1412	2592	0,30	1,11

O pH do RSU bruto se apresentou menos ácido do que o pH do inóculo utilizado. A alcalinidade do RSU bruto não se apresentou tão diferente da sua acidez, diferente do encontrado nas bateladas anteriores. O inóculo, por sua vez, apresentou quase o dobro de acidez quando comparado a sua alcalinidade.

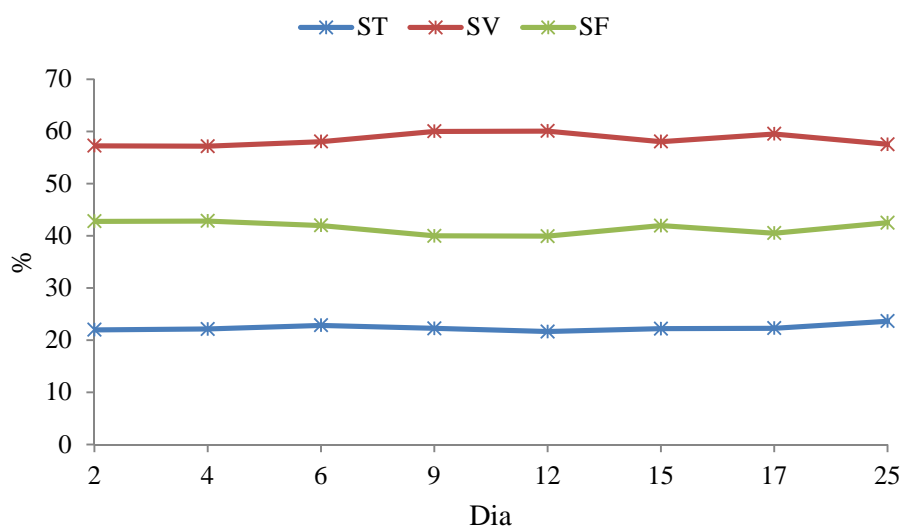
A relação C/P encontrada foi de 51,2 para o RSU bruto e de 51,9 para o inóculo utilizado. Ambos os valores ficaram abaixo do valor ideal citado por Reis (2012) (C/P = 150).

Na Tabela 11 estão os resultados físico-químicos encontrados nas amostras coletadas ao longo da Batelada 03.

Tabela 11 – Resultados das análises físico-químicas das amostras coletadas (Batelada 03).

Dia	ST (%)	SV (%)	SF (%)	COT (%)	pH	Alcalidade (mg CaCO ₃ /L)	Acidez (mg CH ₃ -COOH/L)
2	21,98	57,24	42,76	14,18	5,18	964,32	2736,0
4	22,12	57,16	42,84	17,98	5,13	1220	2496,0
6	22,83	58,04	41,96	14,4	5,2	1240,0	2424,0
9	22,25	60,01	39,99	16,93	5,19	1350	2772,0
12	21,64	60,07	39,93	14,20	5,4	1290	2508,0
15	22,19	58,05	41,95	14,61	5,35	1000,0	2412,0
17	22,27	59,51	40,49	16,62	5,31	1020,0	2376,0
25	23,62	57,51	42,49	15,71	5,53	1240	2436

Os sólidos não variaram significativamente ao longo do tempo. Os ST tiveram uma média de 22,18% (Mínimo = 21,64%; Máximo = 22,83%; DP = 0,36%), os SV uma média de 58,58% (Mínimo = 57,16%; Máximo = 60,07%; DP = 1,26%) e os SF por sua vez 41,42% de média (Mínimo = 39,93%; Máximo = 42,84%; DP = 1,26%) (Figura 24). Cabe ressaltar que a quantidade de inóculo utilizada foi maior do que nas Bateladas 01 e 02, o que pode ter criado este efeito de estabilização mais uniforme nos teores de SV ao longo da batelada.

**Figura 24 – Resultados das análises de sólidos (%) da Batelada 03 ao longo do tempo.**

Não houve redução de COT, mas sim aumento (início = 14,18%; final = 15,71%) nesta batelada. A média para esta análise foi de 15,52% (Mínimo = 14,18%; Máximo = 17,98%; DP = 1,30%).

A acidez se mostrou muito superior a alcalinidade de uma forma geral ao longo de toda a Batelada 03, o que colaborou para manter o pH abaixo da faixa neutra, dificultando a metanogênese. A Figura 25 apresenta o comportamento do pH frente aos resultados encontrados para acidez (mg CH₃-COOH/L) e alcalinidade (mg CaCO₃/L) das amostras coletadas ao longo da Batelada 03. Os valores encontrados para a alcalinidade ($r = 0,0497$) e os valores encontrados para acidez ($r = -0,4685$) não foram correlacionados com os valores obtidos para o pH do sistema. Como os valores de pH tiveram pouca variação, isto pode ter prejudicado as correlações apresentadas para estes parâmetros.

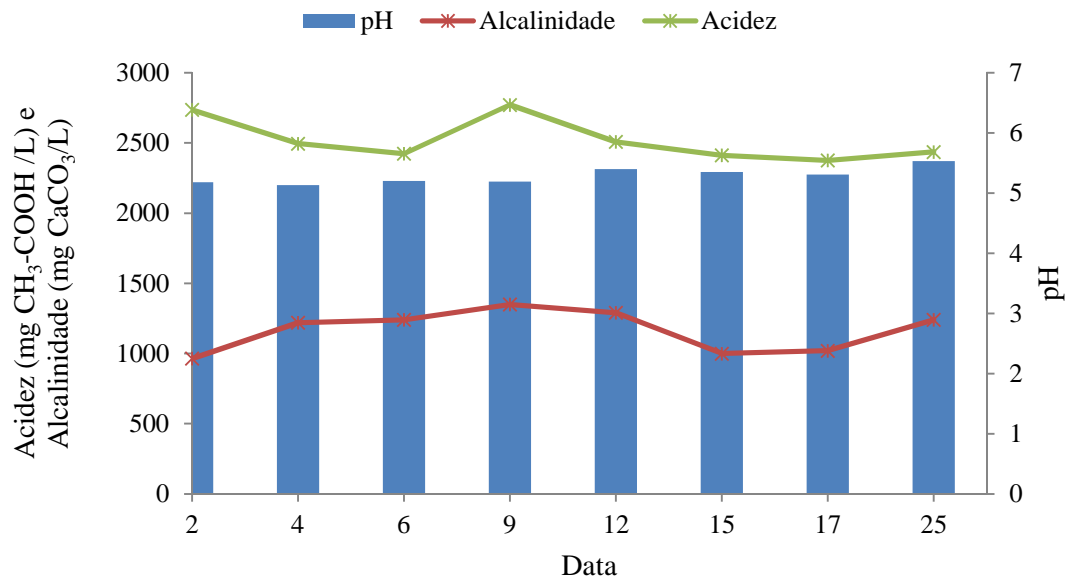


Figura 25 – Valores encontrados para o pH frente aos valores de acidez e alcalinidade ao longo do tempo (Batelada 03).

Os teores de CO₂ (%), CH₄ (%), NH₃ (ppm) e H₂S (ppm) foram analisados desde o início desta batelada. Observa-se um aumento progressivo na produção de CH₄ e uma diminuição progressiva do CO₂ ao longo do tempo. A produção de NH₃ não foi detectada pela metodologia utilizada no estudo e os valores de H₂S foram inferiores a 20 ppm desde o início da batelada (Tabela 12).

Tabela 12 – Teores dos principais gases da Digestão Anaeróbia (Batelada 03).

Dia	CO ₂ (%)	CH ₄ (%)	NH ₃ (ppm)	H ₂ S (ppm)
2	95	5	0	< 20
4	65	35	0	< 20
9	40	60	0	< 20
17	30	70	0	< 20
25	30	70	0	< 20

4.5 BATELADA 04

A Batelada 04 utilizou 11,4 kg de RSU triturado e aproximadamente 42% de inóculo proveniente de batelada anterior. Com base nos dados obtidos pelas amostras do resíduo bruto e do inóculo, o valor da TCO aplicada foi de 215,25 kg RSU/m³ e a relação Inóculo:RSU foi de 1,74.

O TRS foi de 27 dias com uma produção acumulada de 76,47 L de biogás (6,71 m³ de biogás/ton de RSU). Estes valores equivalem a 6,71 L biogás/ kg RSU e considerando o teor de SV temos: 8,88 L biogás/ kg SV (= 0,0089 m³/ kg SV), resultados muito menores do que o previsto por Bhattacharyya *et al.* (2008).

Observou-se que a produção de biogás manteve-se estagnada entre o 7º e o 15º dia após a inoculação. Não foi possível identificar o motivo que levou a parada na produção, pois o fator de controle principal (pH), manteve-se acima 6,0. Esta parada possivelmente ocorreu em função de algum efeito tóxico gerado a partir do resíduo utilizado. Após este período, a produção de biogás voltou a aumentar, porém, sem uma grande produção acumulada. Logo após esta batelada foram constatados problemas técnicos no medidor de biogás, o que pode ter influenciado na contagem dos valores obtidos para o volume de biogás ao longo de toda batelada. A Figura 26 apresenta a produção de biogás ao longo do tempo.

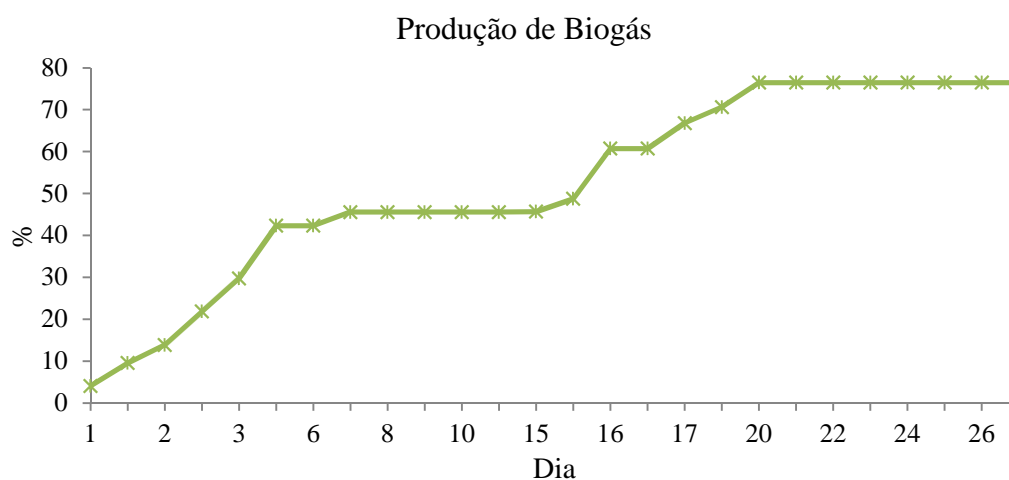


Figura 26 – Produção diária de biogás (L) da Batelada 04.

Não houve adição de NaOH 6N nesta batelada na tentativa de se obter uma estabilização natural no processo devido a redução da TCO aplicada na inoculação. O valor máximo de pH encontrado foi 7,5 e o mínimo 6,0. A média do valor de pH foi 6,91 (DP = 0,46) e os valores encontrados não foram correlacionados com a produção de biogás ($r = 0,1693$). Esta falta de correlação pode ser explicada pela baixa produção ao longo de toda batelada.

A temperatura não se manteve estável durante a Batelada 04, sendo a mínima encontrada de 18°C e a máxima de 32°C. A média de temperatura dessa batelada foi de 25°C. A variação da temperatura não foi correlacionada com a produção de biogás ($r = 0,2004$).

A Figura 27 apresenta a variação da temperatura e do pH durante o TRS da Batelada 04, juntamente com a produção acumulada de biogás.

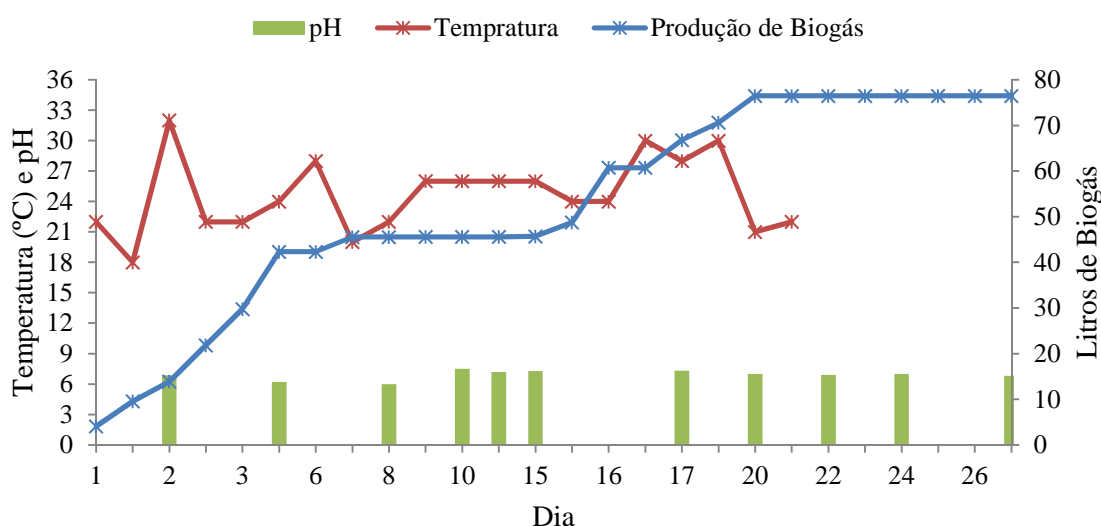


Figura 27 – Produção de biogás (Batelada 04) frente à variação de temperatura e de pH.

A Tabela 13 apresenta as características físico-químicas do RSU bruto e do inóculo utilizados nesta batelada.

Tabela 13 – Resultados das análises físico-químicas do RSU bruto e do inóculo (Batelada 04).

Amostra	ST (%)	SV (%)	SF (%)	COT (%)	pH	Alcalidade (mg/L)	Acidez (mg/L)	Fóforo (%)	Densidade (g/mL)
Bruto	31,58	75,53	24,47	17,04	4,20	0	1536,0	0,25	-
Inóculo	20,93	59,84	40,16	14,49	7,90	3088,1	2208,0	0,27	1,05

O pH do RSU bruto mostrou-se ácido (pH = 4,2), enquanto o do inóculo apresentou-se acima da faixa neutra (pH = 7,9). A acidez do RSU bruto apresentou um valor

elevado, sendo o resultado da alcalinidade nulo. Este efeito pode ser explicado devido ao tempo que o resíduo demora a ser utilizado no experimento, pois o mesmo é coletado nas residências, descarregado no aterro, passa pela esteria de triagem, para somente, então, ser coletado para uso no experimento. Neste caso, os resíduos descarregados no aterro na sexta-feira e coletados na segunda já se encontravam em processo de acidificação.

O inóculo, por sua vez, apresentou elevada alcalinidade, o que pode ter influenciado no balanço do sistema que manteve seu pH neutro ao longo da batelada, mesmo sem a adição de NaOH.

A relação C/P encontrada foi 68,2 para o RSU bruto e 53,7 para o inóculo utilizado. Ambos os valores encontram-se abaixo do valor ideal citado por Reis (2012) (C/P = 150).

Na Tabela 14 estão os resultados físico-químicos encontrados nas amostras coletadas ao longo da Batelada 04.

Tabela 14 – Resultados das análises físico-químicas das amostras coletadas (Batelada 04).

Dia	ST (%)	SV (%)	SF (%)	COT (%)	pH	Alcalidade (mg CaCO₃/L)	Acidez (mg CH₃-COOH/L)
3	21,99	60,34	39,66	14,34	6,88	1963,1	2160,0
6	20,48	64,06	35,94	15,52	6,2	2376,4	1848,0
8	20,43	63,07	36,93	14,37	6	2238,6	1872,0
10	20,86	61,41	38,59	14,96	7,5	2227,1	1920,0
13	20,49	58,92	41,08		7,2	2341,9	1608,0
15	19,49	61,92	38,08	13,86	7,28	2502,6	2304,0
17	19,80	61,83	38,17		7,3	2319,0	2424,0
20	20,24	60,73	39,27	13,33	7	2284,5	1776,0
22	20,66	60,05	39,95	15,75	6,9	2445,2	2508,0
24	19,86	60,68	39,32	13,52	7	2468,2	2688,0
27	19,41	61,53	38,47	17,99	6,8	2514,1	2496,0

Os teores de sólidos não variaram significativamente ao longo da batelada. Os ST tiveram uma média de 20,34% (Mínimo = 19,41; Máximo = 21,99%; DP = 0,72%), os SV uma média de 61,32% (Mínimo = 58,92%; Máximo = 64,06%; DP = 1,43%) e os SF por sua vez 38,68% de média (Mínimo = 35,94%; Máximo = 41,08%; DP = 1,43%) (Figura 28). Como já citado para a Batelada 03, a quantidade de inóculo utilizada foi maior do que nas Bateladas 01 e 02, o que pode ter criado este efeito de estabilização mais uniforme nos teores de SV ao longo da batelada.

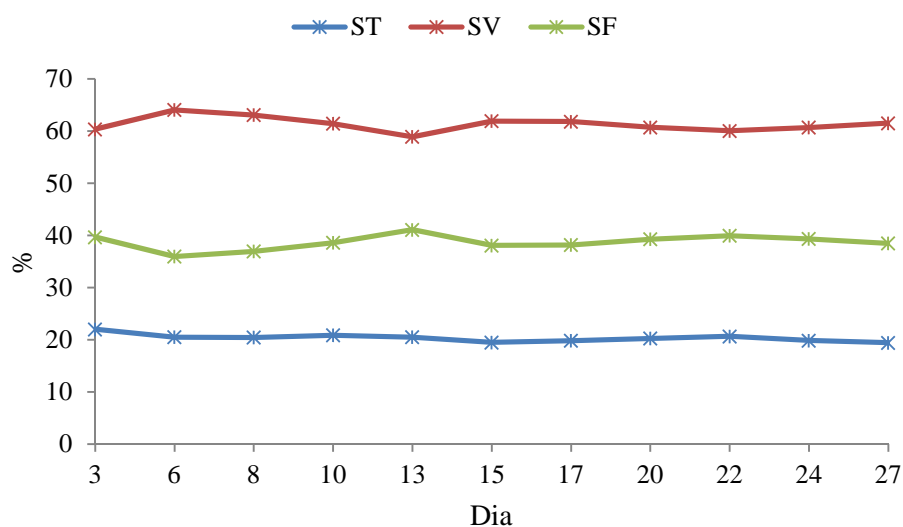


Figura 28 – Resultados das análises de sólidos (%) da Batelada 04 ao longo do tempo.

Não houve redução de COT, mas sim aumento ao longo do tempo (início = 14,34%; final = 17,99%) nesta batelada. A média para este parâmetro foi de 14,85% (Mínimo = 13,33%; Máximo = 17,99%; DP = 1,44%).

A alcalinidade do sistema apresentou menor variação do que a acidez. A Figura 29 apresenta o comportamento do pH frente aos resultados encontrados para acidez (mg CH₃-COOH/L) e alcalinidade (mg CaCO₃/L) das amostras coletadas ao longo da Batelada 04. Nem os valores encontrados para a alcalinidade ($r = 0,0691$), nem os valores encontrados para acidez ($r = 0,1899$) foram correlacionados com os valores obtidos para o pH do sistema. Cabe ressaltar a possível presença de erros analíticos destacados nos quadrados vermelho no gráfico da Figura 29, uma vez que não são esperados valores tão semelhantes de acidez e alcalinidade para uma mesma amostra.

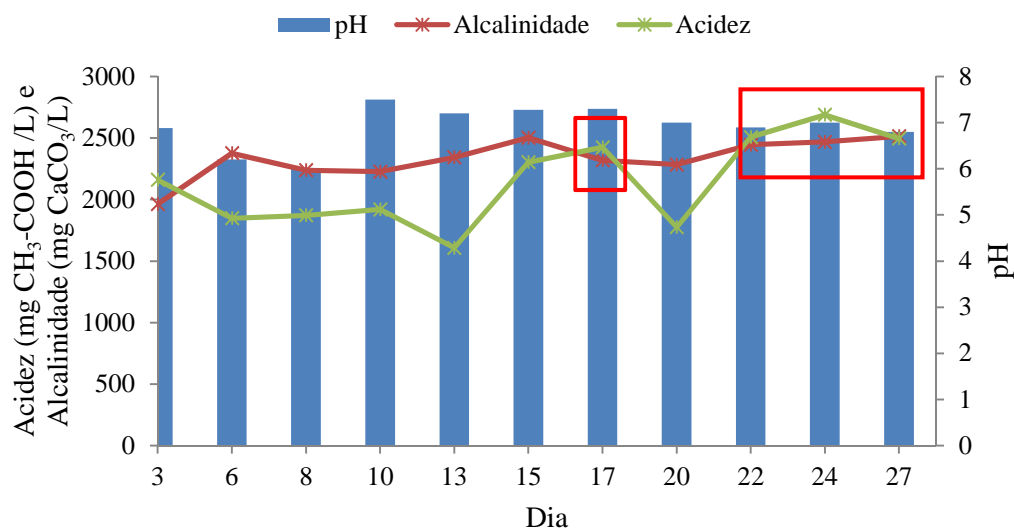


Figura 29 – Valores encontrados para o pH frente aos valores de acidez e alcalinidade ao longo do tempo (Batelada 04).

Ao final da Batelada 04 (nas três últimas amostras coletadas) foram analisados os teores de CO₂ (%), CH₄ (%), NH₃ (ppm) e H₂S (ppm), que apresentaram constância nos resultados, sendo observado 20% para CO₂, 80% para CH₄, 0,00 ppm para NH₃ e < 20 ppm para H₂S. Isto porque o kit de biogás foi adquirido somente a partir do final dessa batelada, que temporalmente foi a terceira realizada pelo estudo.

4.6 BATELADA 05

A Batelada 05 utilizou 8,0 kg de RSU triturado e aproximadamente 52% em volume de inóculo proveniente da batelada anterior. Com base nos dados obtidos pelas amostras do resíduo bruto e do inóculo, o valor da TCO aplicada foi de 168,25 kg SV de RSU/m³ e a relação Inóculo:RSU foi de 3,30.

O TRS foi de 26 dias. Nesta batelada, devido a problemas técnicos a medição do biogás iniciou apenas no 12º dia de inoculação. A produção acumulada medida nos últimos 15 dias da batelada foi de 85,09 L de biogás (10,64 m³ de biogás/ton de RSU = 10,64 L biogás/kg RSU), o que considerando apenas os SV nos dá 12,65 L biogás/kg SV (= 0,013 m³/kg SV). Novamente os valores encontrados foram inferiores ao encontrado por Bhattacharyya *et al.* (2008).

Não foi observado aumento na produção acumulada de biogás entre o 20º e o 22º dia de experimento. Após este período, houve um aumento na produção de biogás, como pode ser observado na Figura 30.

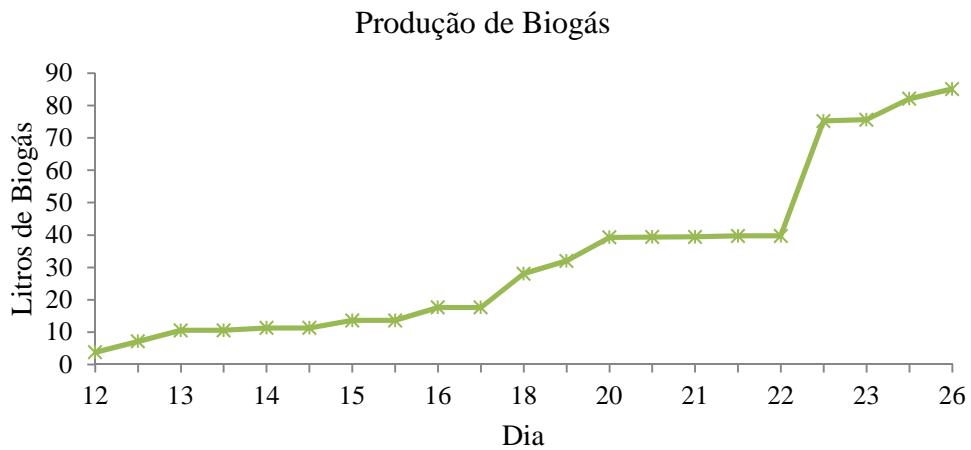


Figura 30 – Produção diária de biogás (L) da Batelada 05.

Na inoculação houve adição de 600 mL de NaOH 6N na tentativa de se obter uma elevação do pH do sistema, porém, mesmo após a adição gradual de mais 1400 mL, o pH não alcançou a neutralidade. O valor máximo de pH encontrado foi 5,5 e o mínimo 5,0. A média do valor de pH foi 5,34 (DP = 0,19). No entanto, os valores obtidos para o pH foram correlacionados positivamente com a produção de biogás ($r = 0,7918$). Ou seja, quanto maior o pH, maior a produção de biogás, mesmo com a pequena variação encontrada.

A temperatura manteve-se relativamente estável durante a Batelada 05, sendo a mínima encontrada de 22°C e a máxima 36°C. A média de temperatura dessa batelada foi de 30°C. A variação da temperatura nesta batelada também não foi correlacionada com a produção de biogás ($r = -0,1942$).

A Figura 31 apresenta a variação da temperatura e do pH durante o TRS da Batelada 05, juntamente com a produção acumulada de biogás.

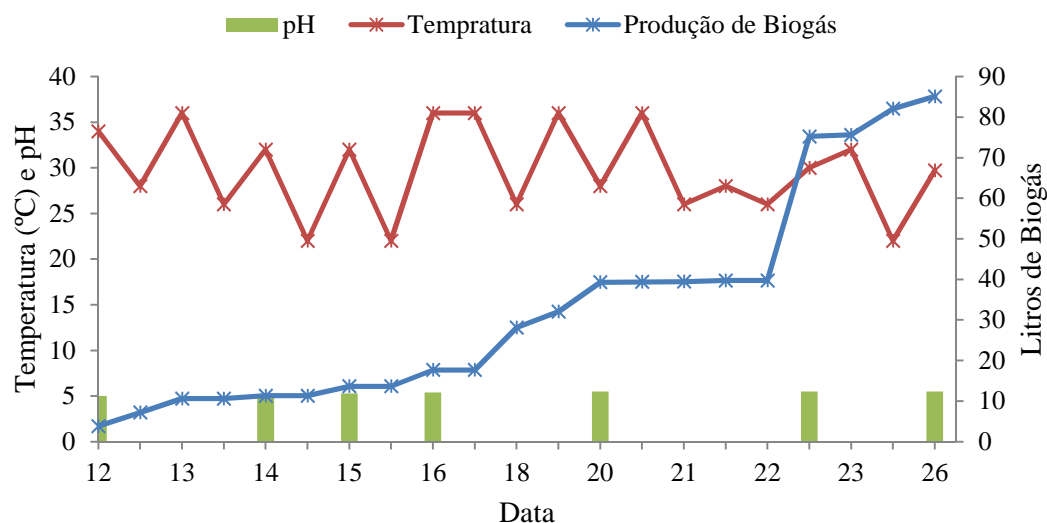


Figura 31 – Produção de biogás (Batelada 05) frente à variação de temperatura e de pH.

A Tabela 15 apresenta as características físico-químicas do RSU bruto e do inóculo utilizados nesta batelada.

Tabela 15 – Resultados das análises físico-químicas do RSU bruto e do inóculo (Batelada 05).

Amostra	ST (%)	SV (%)	SF (%)	COT (%)	pH	Alcalidade (mg/L)	Acidez (mg/L)	Fóforo (%)	Densidade (g/mL)
Bruto	24,93	84,11	15,89	15,58	4,81	241,08	588,00	0,66	-
Inóculo	20,00	69,31	30,69	16,99	7,40	2387,8	2862,2	0,26	1,10

O pH do RSU bruto mostrou-se ácido, enquanto o do inóculo apresentou-se com pH na faixa neutra e com elevada alcalinidade. A acidez do RSU bruto foi superior a alcalinidade, o que de imediato já dificulta o controle do pH próximo da faixa neutra durante o experimento. O inóculo, por sua vez, apresentou valores elevados tanto de alcalinidade, quanto de acidez. Entretanto, este efeito não se mostrou suficiente para manter o pH na faixa ótima para digestão anaeróbia dos resíduos.

A relação de C/P encontrada foi 23,6 para o RSU bruto e 65,3 para o inóculo utilizado. Ambos os valores encontram-se bem abaixo do valor ideal citado por Reis (2012) (C/P = 150).

Na Tabela 16 estão os resultados físico-químicos encontrados nas amostras coletadas ao longo da Batelada 05.

Tabela 16 – Resultados das análises físico-químicas das amostras coletadas (Batelada 05).

Dia	ST (%)	SV (%)	SF (%)	COT (%)	pH	Alcalidade (mg CaCO ₃ /L)	Acidez (mg CH ₃ -COOH/L)
7	23,69	50,71	49,29	13,62	5,1	1285,8	1812,0
9	19,02	60,10	39,90	14,36	5	1320,2	1740,0
12	19,95	60,03	39,97	17,13	5	975,8	1776,0
14	19,85	60,71	39,29	14,71	5,2	1010,2	2016,0
15					5,3		
16	19,96	57,47	42,53	15,14	5,4	1584,2	2460,0
20	19,66	61,33	38,67	14,11	5,5	1549,8	2688,0
23	19,77	60,12	39,88	16,97	5,5	1687,6	2580,0

Os sólidos não variam significativamente ao longo da batelada. Os ST tiveram uma média de 20,27% (Mínimo = 19,02; Máximo = 23,69%; DP = 1,54%), os SV uma média de 58,64% (Mínimo = 50,71%; Máximo = 61,33%; DP = 3,70%) e os SF por sua vez 41,36% de média (Mínimo = 38,67%; Máximo = 49,29%; DP = 3,70%) (Figura 32). A primeira amostra (destacada em vermelho no gráfico) possivelmente caiu em um erro de amostragem pela falta de homogeneidade desse tipo de resíduo. Como já citado para as Bateladas 03 e 04, a quantidade de inóculo utilizada foi maior do que nas Bateladas 01 e 02, o que pode ter criado o efeito de estabilização mais uniforme nos teores de SV ao longo da batelada.

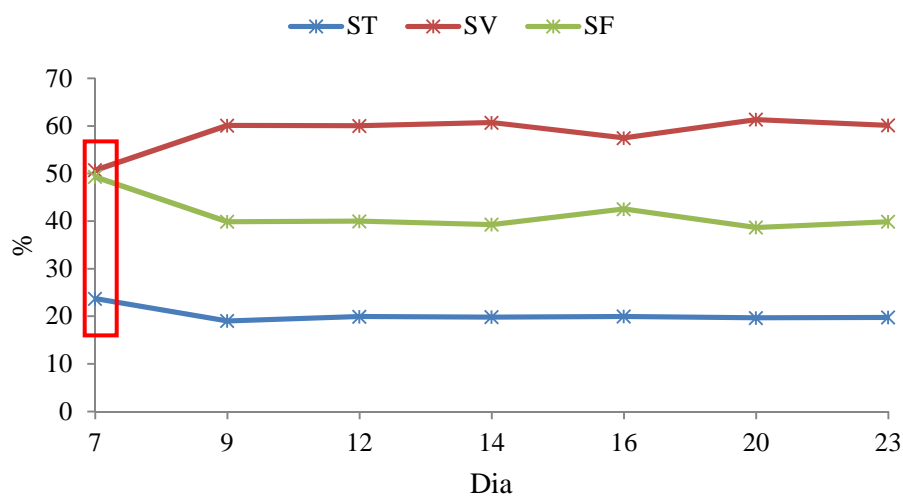


Figura 32 – Resultados das análises de sólidos (%) da Batelada 05 ao longo do tempo.

Não houve redução de COT, mas sim aumento (início = 13,62%; final = 16,97%) nesta batelada. A média para esta análise foi de 15,15% (Mínimo = 13,62%; Máximo = 17,13%; DP = 1,38%).

A acidez aumentou gradativamente ao longo do tempo, enquanto a alcalinidade apresentou menor variação dentro do período estudado. A Figura 33 apresenta o comportamento do pH frente aos resultados encontrados para acidez (mg CH₃-COOH/L) e alcalinidade (mg CaCO₃/L) das amostras coletadas ao longo da Batelada 05. Os valores encontrados para a alcalinidade ($r = 0,7951$) e os valores encontrados para acidez ($r = 0,9892$) foram correlacionados positivamente com os valores obtidos para o pH do sistema. Espera-se que quanto maior a alcalinidade maior o pH e quanto maior a acidez (produção de AGV) menor o pH (BARCELOS, 2009). Porém, os valores de pH variaram discretamente ao longo do tempo nesta batelada, o que pode levar a uma falsa correlação positiva com os valores de acidez.

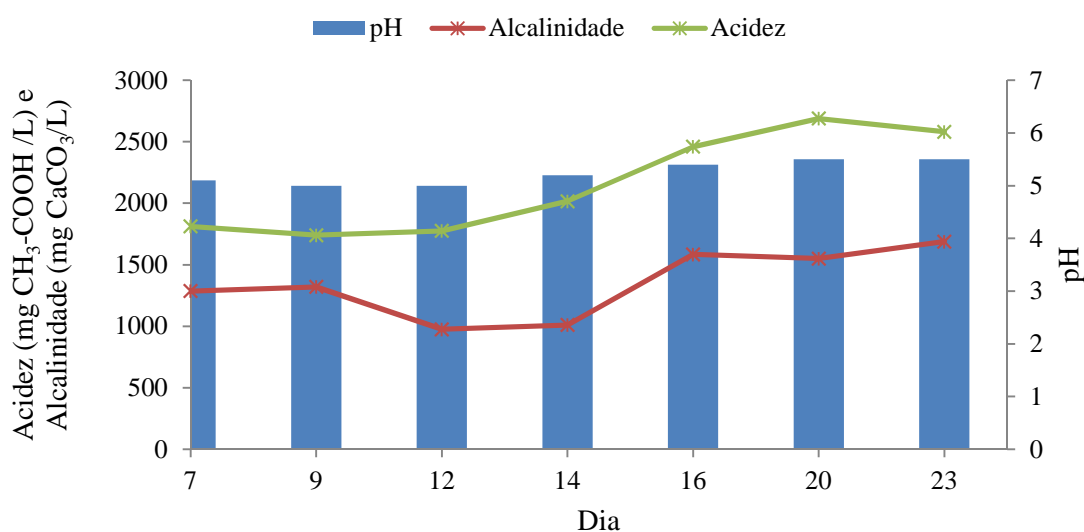


Figura 33 – Valores encontrados para o pH frente aos valores de acidez e alcalinidade ao longo do tempo (Batelada 05).

Nesta batelada os teores de CO₂ (%), CH₄ (%), NH₃ (ppm) e H₂S (ppm) foram analisados ao longo de todo o experimento, observando-se um aumento progressivo no percentual de CH₄ e uma diminuição progressiva do CO₂ e do H₂S, a medida que a batelada prosseguia. A produção de NH₃ não foi detectada pela metodologia utilizada no estudo (Tabela 17).

Tabela 17 – Teores dos principais gases da Digestão Anaeróbia (Batelada 05).

Dia	CO ₂ (%)	CH ₄ (%)	NH ₃ (ppm)	H ₂ S (ppm)
7	80	20	0	40
12	80	20	0	40
14	75	25	0	40
16	55	45	0	40
20	60	40	0	< 20
23	30	70	0	< 20

4.7 COMPARATIVO ENTRE AS BATELADAS

As cinco bateladas apresentadas anteriormente possuíram características diferentes de inoculação o que resultou na produção de diferentes volumes de biogás ao final do processo. Buscou-se reduzir a TCO aplicada a cada batelada a fim de verificar a influência dessa variável na produção de biogás. Os dados demonstram que a Batelada 01 apresentou a maior produção de biogás, porém, o seu TRS foi o maior e a quantidade de NaOH 6N utilizada para manter o pH próximo a 7,0 foi elevada (Tabela 18).

Tabela 18 – Características da inoculação de cada batelada estudada e os valores obtidos para a produção acumulada de biogás ao final de cada uma delas.

	TRS (dias)	NaOH 6N (L)	RSU (Kg)	Inóculo (%)	TCO (kg RSU/m ³)	Relação Inóculo/RSU	Biogás (m ³ / ton RSU)	Biogás (L/ kg SV)
Batelada 01	34	3,05	15,0	30%	307,50	0,80	22,45	27,45
Batelada 02	30	2,00	15,0	30%	291,00	1,02	7,52	9,7
Batelada 03	25	2,00	11,0	50%	233,56	2,06	11,24	13,23
Batelada 04	27	0	11,4	42%	215,25	1,74	6,71	8,88
Batelada 05	26*	1,40	8,0	52%	168,25	3,30	10,64	12,65

*Os onze primeiros dias ficaram sem a marcação do medidor de biogás.

Tomando-se os 15 primeiros dias de medição da produção de biogás (tempo mínimo marcado experimentalmente) observa-se que a Batelada 05 teve o melhor desempenho (Tabela 19), no entanto, a marcação da produção de biogás iniciou apenas após o 11º dia de inoculação, fato que impede uma comparação efetiva dos resultados.

Tabela 19 – Comparação entre as bateladas considerando os 15 primeiros dias de medição.

	RSU (Kg)	Inóculo (%)	TCO (kg RSU/m ³)	Relação Inóculo/RSU	Biogás (m ³ / ton RSU)	Biogás (L/ kg SV)
Batelada 01	15,0	30%	307,50	0,80	5,67	6,91
Batelada 02	15,0	30%	291,00	1,02	1,84	2,37
Batelada 03	11,0	50%	233,56	2,06	8,32	9,80
Batelada 04	11,4	42%	215,25	1,74	5,33	7,06
Batelada 05*	8,0	52%	168,25	3,30	10,64	12,65

*A marcação da produção de biogás iniciou após o 11º dia de inoculação.

Excluindo-se a Batelada 05, devido à perda da marcação da produção de biogás nos 11 primeiros dias após a inoculação, e considerando a produção de biogás medido durante 15 dias, observa-se que a Batelada 03 apresentou o melhor desempenho dentro das condições testadas. Esta batelada utilizou uma menor TCO aplicada e uma maior relação Inóculo/RSU

quando comparada a Bateladas 01, que obteve o segundo melhor desempenho em m³/ton RSU (Tabela 20).

Tabela 20 – Comparação entre as bateladas, considerando a produção acumulada de biogás em 15 dias.

	RSU (Kg)	Inóculo (%)	TCO (kg RSU/m ³)	Relação Inóculo/RSU	Biogás (m ³ / ton RSU)	Biogás (L/ kg SV)
Batelada 01	15,0	30%	307,50	0,80	5,67	6,91
Batelada 02	15,0	30%	291,00	1,02	1,84	2,37
Batelada 03	11,0	50%	233,56	2,06	8,32	9,80
Batelada 04	11,4	42%	215,25	1,74	5,33	7,06

As alterações nas formas de inoculação e as características diferentes dos substratos e dos inóculos, utilizados em cada batelada, resultaram em valores distintos para os parâmetros analisados por este estudo. A Tabela 21 apresenta as características obtidas nas amostras coletadas ao final de cada uma das cinco bateladas apresentadas.

Tabela 21 – Resultados obtidos para o RSU bruto e ao final de cada batelada para os parâmetros analíticos efetuados neste estudo.

Batelada	ST ¹	SV ¹	SF ¹	NT ¹	COT ¹	C/N	Temp ²	pH	Alcalidade ³	Acidez ⁴	CO ₂ ¹	CH ₄ ¹	NH ₃ ⁶	H ₂ S ⁶	
01	Bruto	22,94	82,00	18,00	1,37	23,32	17	-	5,1	570	726	-	-	-	-
	Final	20,25	61,02	38,98	-	26,49	-	23	7,5	2686	2318	-	-	-	-
02	Bruto	28,96	77,62	22,38	0,23	21,70	94	-	5,8	239	748	-	-	-	-
	Final	22,34	54,32	45,68	0,4	22,84	57	20	5,6	1030	1335	-	-	-	-
03	Bruto	24,93	84,11	15,89	-	15,58	-	-	4,8	241	588	-	-	-	-
	Final	19,77	60,12	39,88	-	16,97	-	30	5,5	1688	2580	30	70	0	< 20
04	Bruto	33,58	84,93	15,07	-	14,97	-	-	5,8	410	588	-	-	-	-
	Final	23,62	57,51	42,49	-	15,71	-	30	5,5	1240	2436	30	70	0	< 20
05	Bruto	31,58	75,53	24,47	-	17,04	-	-	4,2	0	1536	-	-	-	-
	Final	19,41	61,53	38,47	-	17,99	-	25	6,8	2514	2496	20	80	0	< 20

1 – Valores em percentual (%); 2 – Valores em Graus Celsius (°C) para a média de temperatura obtida; 3 – Valores em mg CaCO₃/L; 4 – Valores em mg CH₃-COOH/L; 5 – Valores em mg/L; 6 – Valores em ppm.

O teor de sólidos para a partida do reator (ST dos resíduos brutos) de todas as bateladas apresentou-se na faixa indicada por BOUALLAGUI *et al.* (2003), 60 a 80% de umidade (20 a 40% ST), para se atingir uma maior taxa de produção de metano. Os valores obtidos para os teores de ST de todas as bateladas ao final da digestão, também se mantiveram dentro ou próximo dessa faixa (Mínimo = 19,41%; Máximo= 23,62%).

Nota-se que a maioria dos valores finais de pH não apresentaram-se dentro da faixa ideal para a DA proposta por Riuji (2009) (6,0 – 8,0). Porém, em três das cinco bateladas houve correlação positiva entre o pH e a produção de biogás obtida. Os melhores resultados para esta variável foram apresentados pelas Bateladas 01 (que utilizou elevada quantidade de NaOH) e 04 (que não teve adição de NaOH). No entanto, Silva (2009) tratando

resíduos sólidos vegetais obteve o pH médio do sistema oscilando entre 5,25 e 5,76, segundo o autor, os baixos valores de pH não contribuíram para a inibição do processo metanogênico, pois houve produção de CH₄ no sistema. Este fato também foi observado nas Bateladas 03 e 05 com produção de metano medida em pH em torno de 5,5.

Segundo Aquino *et al.* (2005) é importante salientar que em um reator estável, operado sob condições ótimas de crescimento microbiano, e na ausência de fatores de estresse, as etapas acidogênica, acetogênica e metanogênica ocorrerão em passos similares, de forma a haver uma equalização nas taxas de produção e consumo dos compostos intermediários. Nesses casos não haverá acumulação significativa de ácidos graxos voláteis (AGV) e o processo operará próximo às condições de equilíbrio dinâmico. Entretanto, em função das variações na composição do RSU essa condição é raramente observada, e dificuldades na manutenção das condições ambientais, como a temperatura, e o acúmulo de AGV, levam a desequilíbrios no sistema.

Embora não tenham sido realizadas análises de AGV durante as bateladas, é possível prever que o acúmulo destes compostos no sistema foi o responsável pela dificuldade na obtenção de um pH adequado. Este acúmulo deve ser entendido como uma condição instável, e, provavelmente foi gerado em função das elevadas cargas orgânicas aplicadas. Podemos, com base nos dados de acompanhamento das bateladas, inferir que uma ou mais etapas do consórcio anaeróbio acabaram sendo prejudicadas.

Com exceção da Batelada 02, todas as demais apresentaram valores acima de 2000 mg CH₃-COOH/L para acidez o que reflete as características ácidas do resíduo bruto utilizado. Os valores encontrados para alcalinidade ficaram acima de 1000 mg CaCO₃/L, fato que pode ser explicado pela adição do NaOH 6N, com exceção da Batelada 04 em que não houve adição deste insumo. LEITE *et al.* (2004) afirmam que para resíduos com pH em torno de 5,0, a alcalinidade total é constituída basicamente por sais derivados de ácidos graxos voláteis. Em seu trabalho, tratando esgoto sanitário, a alcalinidade total do substrato variou de 1,8 a 5,0 g CaCO₃/L. Já no material efluente a alcalinidade total variou de 3,8 a 4,8 g CaCO₃/L, não tendo sido constatado um acréscimo constante da alcalinidade total em função do tempo de operação (LEITE *et al.*, 2004). Comparado a estes valores, os valores alcançados para alcalinidade neste estudo foram mais baixos.

A relação entre a acidez total e a alcalinidade não deve ser superior a 0,4 para processos de tratamento anaeróbio, a fim de se favorecer o estado de equilíbrio dinâmico no reator e para que o biogás produzido possa conter em média 60% (percentagem em volume)

de CH₄ (Astals *et al.*, 2012; LEITE *et al.*, 2004). No presente estudo essa relação foi muito superior no desenvolvimento das bateladas, sendo próxima ou superior a 1,0. Este fato também ocorreu nas bateladas desenvolvidas por Rempel (2014) com a fração orgânica de RSU. O mesmo autor retrata que isto não influenciou no rendimento do biogás gerado (REMPEL, 2014).

Em todas as bateladas pode se observar a redução do teor de ST (Batelada 01, mínimo encontrado = 2,69%; Batelada 04, máximo encontrado = 12,17%) e de SV (Batelada 04, mínimo encontrado = 14,0%; Batelada 03, máximo encontrado = 27,43%) o que remete a degração da matéria orgânica ocorrida no processo da DA. Outros estudos também encontraram redução nos SV. Rempel (2014) encontrou uma redução mínima de 6,4% e uma redução máxima de 27,5% de SV para a fração orgânica de RSU, enquanto Leite *et al.* (2004) uma redução média de 80%. Segundo esses últimos autores, a eficiência da redução de SV estimada foi associada à fração retida no interior do reator e à fração convertida em biogás. Estimou-se que da fração de SV retida no interior do reator, cerca de 75% do material predominantemente orgânico e mais solúvel estavam sendo bioestabilizados, convertendo-se em biogás durante o período de retenção de sólidos, que no trabalho realizado foi de 90 dias (LEITE *et al.*, 2004). A redução de SV no presente estudo foi inferior ao encontrado nos estudos citados, porém, o TRS utilizado também foi inferior.

Houve um aumento discreto do teor de COT em todas as bateladas. Cabe ressaltar que a variação entre os valores finais e iniciais no teor de COT foram pouco significativas, sendo o valor máximo encontrado de 3,17% a mais (na Batelada 01). Estes aumentos discretos e a pouca variação geral nos teores de COT podem estar relacionados à presença de erros analíticos, e também, com a dificuldade de homogeneizar este tipo de amostra para a realização da análise.

De acordo com Leite *et al.* (2004) a eficiência da transformação de material carbonáceo ocorre em função das características físicas e químicas do substrato, da carga orgânica aplicada e do tempo de retenção de sólidos no interior do reator. Rempel (2014) encontrou redução significativa na concentração de COT apenas em uma das suas bateladas. O autor afirma que este fato pode ter sido relacionado à adição de glicerina (fonte externa de carbono) ou ainda ao fato de que no balanço geral de carbono consumido no sistema, a quantidade de carbono removido para a produção de biogás seja inferior ao carbono utilizado para o crescimento bacteriano (REMPEL, 2014). O mesmo autor também relatou redução dos teores de SV ao final das bateladas, mesmo com o aumento dos teores de COT (REMPEL,

2014), como ocorreu neste estudo, não mostrando uma correlação da redução destas duas variáveis (SV e COT) ao longo do tempo estudado.

Os teores de CH₄, CO₂, NH₃ e H₂S encontrados neste estudo condizem com o citado pela literatura. SOUZA *et al.* (2010) afirmam que a composição básica do biogás é de CH₄ (60 - 80%), CO₂ (20 - 40%) e concentrações menores de H₂S, N₂ e H₂.

Os valores obtidos para a produção de biogás neste estudo foram muito inferiores aos obtidos por outros estudos com a fração orgânica de RSU. As tecnologias alemãs utilizadas em escala real preveem um rendimento de 80 a 200 m³ de biogás por tonelada de RSU alimentada (Tabela 3). Porém, essa alimentação geralmente ocorre de forma contínua. O trabalho de Rempel (2014) obteve um rendimento médio de 44 m³ de biogás / ton RSU. No entanto, o TRS utilizado foi maior, houve um controle mais rigoroso do pH (mantido em torno de 7,0), e houve, ainda, a adição de glicerina como cosubstrato em algumas das bateladas.

Em experimentos de bancada realizados em condições termofílicas, Forster-Carneiro *et al.* (2008) encontraram uma produção de 530L de CH₄/ kg de SV, utilizando como substrato restos de comida; Vogt *et al.* (2002) obtiveram 360L de CH₄/ kg de SV tratando RSU por tecnologia canadense SUBBOR (em inglês *Super Blue Box Recycling*), que utiliza um reator de dois estágios; e Walker *et al.* (2009) uma produção de 200 L de CH₄/ kg de SV, utilizando resíduo domiciliar com tratamento sequencial aeróbico-anaeróbico-aeróbico. Esses resultados também foram superiores aos desse estudo, porém, as condições encontradas em experimentos de bancada dificilmente são reproduzidas em escalas maiores e, por tanto, mais próximas de uma escala real.

Dois fatores importantes que podem ter afetado o rendimento das bateladas realizadas neste estudo foram o pH, que ficou abaixo do ideal em três bateladas, e, a oscilação da temperatura em todas as bateladas, especialmente nas primeiras, que foram realizadas nos meses de inverno. No sul do Brasil encontramos uma variação térmica muito forte durante o inverno, o que pode ser observado no registro das temperaturas encontradas por este estudo. CECCHI *et al.* (1992), tratando RSU, encontraram uma maior produção de biogás durante os meses de verão, com temperaturas mais elevadas e menos variáveis.

5 CONCLUSÕES

O processo de digestão anaeróbia envolve uma série de variáveis e contaminantes que podem comprometer o sistema e, por tanto, a produção de biogás. O estudo aqui apresentado demonstrou que mesmo em condições diferentes das consideradas como ideais para a otimização do processo, a digestão anaeróbia possui potencial para o tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos.

A fração orgânica dos RSU do município de São Leopoldo, utilizada nesse estudo, apresentou aproveitamento energético pela demonstração da produção de metano no sistema. Dessa forma, a digestão anaeróbia deve ser considerada como alternativa para o tratamento desse resíduo municipal, que atualmente tem o seu potencial energético perdido, pois todo o volume é destinado ao aterro sanitário municipal.

5.1 CONSIDERAÇÕES FINAIS

- A fração orgânica de RSU do município de São Leopoldo demonstrou possuir potencial de degradação pela digestão anaeróbia, produzindo volumes variáveis de biogás (mínimo de 6,71 e máximo de 22,45 m³/ton de RSU);
- O controle não efetivo da temperatura do sistema prejudicou o volume de biogás produzido nas bateladas;
- O pH do sistema deve ser mantido em uma faixa neutra e estável para que se obtenha um melhor rendimento na produção de biogás;
- As taxas de cargas orgânicas aplicadas e o volume de inóculo não foram adequados para manter o pH do sistema perto da neutralidade em quase todas as bateladas;
- A Batelada 04, com a segunda menor taxa de aplicação de carga orgânica, foi a única que não necessitou de adição de NaOH para manter o pH próximo da neutralidade;
- As taxas de cargas orgânicas aplicadas, quando consideradas isoladamente como variável, não pareceram influenciar substancialmente no volume final de biogás produzido nas bateladas, mas sim na dificuldade de manutenção do pH na faixa ótima para digestão anaeróbia;

- Foi observado a presença de metano entre 70% e 80% no biogás, mesmo com pH fora da faixa neutra (5,5-5,6) ao final das Bateladas 03 e 05;
- A produção de biogás por tonelada de resíduo ficou abaixo do relatado na literatura, provavelmente devido a dificuldades de controle do pH e da temperatura durante cada batelada.

5.2 SUGESTÕES PARA ESTUDOS FUTUROS

Devido à complexidade das reações bioquímicas envolvidas no processo da digestão anaeróbia recomenda-se para estudos futuros:

- Testar a adição contínua, e não em batelada, de RSU até que se encontre uma proporção ideal de carga orgânica aplicada e inóculo utilizado, que mantenha o pH do sistema na faixa neutra, sem adição de insumos para controle dessa variável;
- Testar a influência da temperatura na produção de biogás, a partir de um sistema eficiente de controle;
- Avaliar a utilização de diferentes cosubstratos para a otimização da produção de biogás;
- Efetuar uma caracterização fitossanitária do lodo gerado ao final das bateladas para um possível uso agrícola;
- Realizar um controle específico para AGV, determinando os principais ácidos presentes durante a digestão dos resíduos, visando alternativas de controle do pH;
- Monitorar com maior frequência o teor de metano e dióxido de carbono no biogás produzido.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. 116p. 2012.

ALVES, I.R.F.S. **Análise experimental do potencial de geração de biogás em resíduos sólidos urbanos**. 2008. 118f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE. 2008.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). 2012. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 nd ed., Washington, American Public Health Association Pub., 1935 p.

AQUINO, S.F; CHERNICHARO, C. A. L. Acúmulo De Ácidos Graxos Voláteis (AGVs) Em Reatores Anaeróbios Sob Estresse: Causas e Estratégias de Controle. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.10, p.152-161, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7181**: Solo - Análise granulométrica. Prescreve o método para análise granulométrica de solos, realizada por peneiramento ou por combinação de sedimentação e peneiramento. Rio de Janeiro, 1984.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10007**: Amostragem de resíduos sólidos. Fixa os requisitos exigíveis para amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004.

ASTALS, S.; NOLLA-ARDÈVOL, V.; MATA-ALVAREZ, J. Anaerobic co-digestion of pig manure and crude glycerol at mesophilic conditions: Biogas and digestate. **Bioresource Technology**, v.110, p. 63–70, 2012.

BARCELOS, B.R. **Avaliação de diferentes inóculos na digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos**. 2009. 75f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental. Universidade de Brasília, Brasília, DF. 2009.

BHATTACHARYYA, J.K.; KUMAR, S.; DEVOTA, S. Studies on acidification in two-phase biomethanation process of municipal solid waste. **Waste Management**, v. 28, p. 164-169, 2008.

BOLZONELLA, D.; CAVINATO, C.; FATONE, F.; PAVAN, P.; CECCHI, F. High rate mesophilic, thermophilic, and temperature phased anaerobic digestion of waste activated sludge: A pilot scale study. **Waste Management**, v.32, p.1196–1201, 2012.

BOUALLAGUI, H.; CHEIKH, R.B.; MAROUANI, L.; HAMDY, M.; HAOUARI, O.; TOUHAMI, Y. Effect of temperature on the performance of an anaerobic tubular reactor treating fruit and vegetable waste. **Process Biochemistry**, v.39, p.2143–2148, 2004.

BOUALLAGUI, H.; TOUHAMI, Y.; CHEIKH, R.B.; HAMDIA, M. Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. **Process Biochemistry**, v.40, p.989–995, 2005.

BRASIL. **Lei Federal nº 12.305 de 02 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências.

BRASIL. **Instrução Normativa nº 27 de 30 de agosto de 2012**. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA).

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos (volume 1)**. Brasília. 2012. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/253/_publicacao/253_publicacao02022012041757.pdf>. Acesso em: Outubro de 2014.

CARNEIRO, L. 2013. As fraquezas da 7ª economia mundial. Jornal “O Globo”. <<http://oglobo.globo.com/economia/as-fraquezas-da-7-economia-mundial-10085118>>. Acesso em: Novembro de 2013.

CARNEIRO, T.F. **Digestión anaerobia termofílica seca de residuos sólidos urbanos: estudio de las variables del proceso en el arranque y estabilización del bio-reactor**. 2005. 400f. Tese (Doutorado em Engenharia Química). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química e Sanitária. Universidade de Cádiz, UCA, Espanha, 2005.

CARNEIRO, T.F.; PÉREZ, M.; ROMERO, L.I. Influence of total solid and inoculum content on performance of anaerobic reactor treating food waste. **Bioresource Technology**, v. 99, p.6994–7002, 2008.

CARNEIRO, T.F.; RIAU, V.; PÉREZ, M. Mesophilic anaerobic digestion of sewage sludge to obtain class B biosolids: Microbiological methods development. **Biomass and Bioenergy**, v. 34, p. 1805-1812, 2010.

CASSINI, S. T. Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de biogás. PROSAB, ABES, RiMa, Rio de Janeiro, 2003. 196p.

CASTILLO, M.E.F.; CRISTANCHO, D.E.; ARELLANO, A.V. Study of the operational conditions for anaerobic digestion of urban solid wastes. **Waste Management**, v.26, p.546–556, 2006.

CECCHI, F.; MATA-ALVAREZ, J.; PAVAN, P.; VALLINI, G.; DE POLIS, F. Seasonal effects on anaerobic digestion of the sorted organic fraction of municipal solid waste. **Waste Management & Research**, v. 10, p. 435-443, 1992.

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**, v.99, p.1-6, 2008.

CHEN, Y.; CHENG, J.J.; CREAMER, K.S. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. **Bioresource Technology**, v.99, p. 4044–4064, 2008.

CHEN, Y.G., LUO, J.Y., YAN, Y.Y., FENG, L.Y. Enhanced production of short-chain fatty acid by co-fermentation of waste activated sludge and kitchen waste under alkaline conditions and its application to microbial fuel cells. **Applied Energy**, v. 102, p. 1197–1204, 2013.

CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Reatores Anaeróbios**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA. UFMG, v.5, 246 p. Belo Horizonte, MG. 1997.

CHO, J.K; PARK, S.C, CHANG, H.N. Biochemical methane potential and solid-state anaerobic-digestion of Korean food wastes. **Bioresource Technology**, v.52, p.245–53, 1995.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006**. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências.

CORTEZ, C.L. **Estudo do potencial de utilização da biomassa resultante da poda de árvores para a geração de energia: estudo de caso AES Eletropaulo**. 2011. 245f. Tese (Doutorado em Energia). Programa de Pós-Graduação em Energia do Instituto de Eletrotécnica e Energia. Universidade de São Paulo, São Paulo, SP. 2011.

DE BAERE, L.; MATTHEWS, B. State-of-the-art, 2008. **Anaerobic digestion of solid waste**. Disponível em: <<http://www.waste-management-world.com/articles/print/volume-9/issue-4/features/state-of-the-art-2008-anaerobic-digestion-of-solid-waste.html>>. Acesso em: maio de 2014.

DHAKED, R.K.; SINGH, P.; SINGH, L. Biomethanation under psychrophilic conditions. **Waste Management**, v.30, p.2490–2496, 2010.

ELANGO, D.; PULIKESI, M.; BASKARALINGAM, P.; RAMAMURTHI, V.; SIVANESAN, S. Production of biogas from municipal solid waste with domestic sewage. **Journal of Hazardous Materials**, v.141, p.301–304, 2007.

EMPRESA BRASILEIRA DE PECUÁRIA E ABASTECIMENTO - EMBRAPA. **Manual de Análise – BIOGÁS**. Orgs: KUNZ, A.; OLIVEIRA, L.; PICCININ, L. S. s/d.

EPE - Empresa de Pesquisas Energéticas - Ministério de Minas e Energia (BRASIL). Nota Técnica Den. 06/08: **Avaliação Preliminar do Aproveitamento Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos de Campo Grande**, MS. Rio de Janeiro, 73p. nov. 2008.

FERNANDES, F.; SILVA, S. M. C. P. **Manual prático para a compostagem de biossólidos**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 84 p.

FERNANDEZ, J.; PEREZ, M.; ROMERO, L.I. Kinetics of mesophilic anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: influence of initial total solid concentration. **Bioresource Technology**, v.101, p. 6322–6328, 2010.

FERRER, I.; VAZQUEZ, F. C.; FONT, X. Long term operation of a thermophilic anaerobic reactor: Process stability and efficiency at decreasing sludge retention time. **Bioresource Technology**, v.101, p.2972–2980, 2011.

FIGUEIREDO, N. J. V. **Utilização de biogás de aterro sanitário para geração de energia elétrica – estudo de caso**. 2011. 148f. Dissertação (Mestrado em Ciências). Programa de Pós-Graduação em Energia. Universidade de São Paulo, São Paulo, SP. 2011.

FOSTER-CARNEIRO, T.F.; PÉREZ, M.; ROMERO, L.I. Influence of total solid and inoculums contents on performance of anaerobic reactors treating food waste. **Bioresource Technology**, v. 99, p.6994–7002, 2008.

FOUNTOULAKIS, M.S.; MANIOS, T. Enhanced methane and hydrogen production from municipal solid waste and agro-industrial by-products co-digested with crude glycerol. **Bioresource Technology**, v.100, p.3043–3047, 2009.

FOUNTOULAKIS, M.S.; PETOUSHI, I.; MANIOS, T. Co-digestion of sewage sludge with glycerol to boost biogas production. **Waste Management**, v.30, p.1849–1853, 2010.

FRICKE, K.; SANTEN, H.; WALLMANN, R.; HUTTNER, A.; DICHTL, N. Operating problems in anaerobic digestion plants resulting from nitrogen in MSW. **Waste Management**, v. 27, p.30–43, 2007.

GHESLA, P. L.; GOMES, L. P. Comparação entre a eficiência de gestão dos resíduos sólidos urbanos nos municípios de São Leopoldo/RS e Zurique/CH. In: 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental ABES, Porto Alegre/RS, 2011.

GOMES, L. A. **Aplicação de Tratamentos Biológicos Anaeróbios para Lixiviado de Resíduos Sólidos Urbanos**. In: Estudos de caracterização e Tratabilidade de Lixiviado de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. PROSAB 5, São Leopoldo, ABES, 360 p. 2009.

GUIA PRÁTICO DE BIOGÁS - Geração e Utilização (versão original: 2010). Disponível em: <www.cidades.gov.br/probiogas>. Acesso em: Abril de 2014.

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

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <www.ibge.gov.br> Acesso em: Janeiro de 2014.

ILLMER, P.; GSTRAUNTHALER, G. Effect of seasonal changes in quantities of biowaste on full scale anaerobic digester performance. **Waste Management**, v.29, p.162–167, 2009.

JAYASINGHE, P.A.; HETTIARATCHI, J.P.A.; MEHROTRA, A.K.; KUMAR, S. Effect of enzyme additions on methane production and lignin degradation of landfilled sample of municipal solid waste. **Bioresource Technology**, v.77, p.9-18, 2011.

KHALID, A.; ARSHAD, M.; ANJUM, M.; MAHMOOD, T.; DAWSON, L. The anaerobic digestion of solid organic waste. **Waste Management**, v.31, p.1737–1744, 2011.

KOMEMOTO, K.; LIM, Y.G.; NAGAO, N.; ONOUE, Y.; NIWA, C.; TODA, T. Effect of temperature on VFA's and biogas production in anaerobic solubilization of food waste. **Waste Management**, v.29, p.2950–2955, 2009.

KONRAD, O.; HEBERLE, A. N. A.; CASARIL, C. E.; KAUFMANN, G.V.; LUMI, M.; OGLIO, M. D.; SCHMITZ, M. Avaliação da produção de biogás e geração de metano a partir de lodo de estação de tratamento de efluentes e glicerina residual. **Revista destaques acadêmicos**, ano 2, n. 4. CETEC/UNIVATES, 2010.

KRYVORUCHKO, V.; MACHMÜLLER, A.; BODIROZA, V.; AMON, B.; AMON, T. Anaerobic digestion of by-products of sugar beet and starch potato. **Biomass and bioenergy**, v. 33, p. 620-627, 2009.

LANGE, L.C.; COELHO, H.M.G; ALVES, D.E.W.S.; FERREIRA, C.F.A; SIMÕES, G.F.; SILVA, F.V.B. **Metodologia para análises laboratoriais de resíduos sólidos urbanos , líquidos lixiviados de aterros sanitários e solos**. In: Castilhos Jr.(org.). PROSAB - Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro sustentável para Municípios de Pequenos Portes. Rio de Janeiro: ABES, Apêndice 1, p. 199-221, 2003.

LEFRÈVE, G. B. **A contribuição do mecanismo de desenvolvimento limpo no aterro sanitário Bandeirantes para o desenvolvimento sustentável local – uma análise a partir de discursos e depoimentos**. 2011. Dissertação (Mestrado em Ciência ambiental). Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental. Universidade de São Paulo, São Paulo, SP. 2011.

LEI, Z.; CHEN, J.; ZHANG, Z.; SUGIURA, N. Methane production from rice straw with acclimated anaerobic sludge: Effect of phosphate supplementation. **Bioresource Technology**, v.101, p. 4343–4348, 2010.

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

LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SOUZA, J. T.; PRSAD, S.; SILVA, S. A. Tratamento anaeróbio de resíduo sólido orgânico com alta e baixa concentração de sólidos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, n.2, p. 190-196, 2009.

LI, Y.; PARK, S.Y.; ZHU, J. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.15, p.821–826, 2011.

LINDORFER, H.; CORCOBA, A.; VASILIEVA, V. BRAUN, R.; KIRCHMAYR, R. Doubling the organic loading rate in the co-digestion of energy crops and manure – A full scale case study. **Bioresource Technology**, v.99, p. 1148–1156, 2008.

MA, J.; WAMBEKE, M. V.; CARBALL, M.; VERSTRAETE, W. Improvement of the anaerobic treatment of potato processing wastewater in a UASB reactor by co-digestion with glycerol. **Biotechnology Letters**, v.30 p. 861–867, 2008.

MESQUITA, P. L.; AFONSO, R. J. C. F.; AQUINO, S. F.; LEITE, G. S. Validação de método de cromatografia líquida para a determinação de sete ácidos graxos voláteis intermediários da digestão anaeróbia. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.18, p. 295-302, 2013.

METCALF & EDDY; **Wastewater engineering treatment disposal reuse**. 4^a ed., New York, McGraw Hill Book, 2004, 1819 p.

MONTERO, B.; MORALES, J.L.G.; SALES, D.; SOLERA, R. Evolution of butyric acid and the methanogenic microbial population in a thermophilic dry anaerobic reactor. **Waste Management**, v.30, p.1790–1797, 2010.

MOTA, C. J. A.; PESTANA, C. F. M. Co-produtos da produção de biodiesel. **Revista Virtual Química**, Niterói, v.3, n.5, p. 416-425, out. 2011.

NOZHEVNIKOVA, A.N.; NEKRASOVAL, V.; AMMANN, A.; ZEHNDER, A.J.B.; WEHRLI, B.; HOLLIGER, C. Influence of temperature and high acetate concentrations on methanogenesis in lake sediment slurries. **Microbiololy Ecology**, v.62 p.336–344, 2007.

PANG, Y.Z.; LIU, Y.P.; LI, X.J.; WANG, K.S.; YUAN, H.R. Improving biodegradability and biogas production of corn stover through sodium hydroxide solid state pretreatment. **Energy & Fuels**, v.22, p.2761–6, 2008.

REICHERT, G. A. Aplicação da Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos: uma revisão. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23^a ed., 2005, Campo Grande. **Anais...** ABES: Campo Grande, 2005.

REIS, A. S. **Tratamento de resíduos sólidos orgânicos em biodigestor anaeróbio**. 2012. 63f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Pernambuco, Caruarú, PE. 2012.

REMPEL, N. **Biodigestão da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos consorciado com glicerina**. 2014. 103f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, RS. 2013.

RIAU, V.; DE LA RUBIA, M. A.; Pérez, M. Temperature-phased anaerobic digestion (TPAD) to obtain Class A biosolids. A discontinuous study. **Bioresource Technology**, v.101, p.65–70, 2010.

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

ROBRA, S.; CRUZ, R.S.; OLIVEIRA, A.M.; NETO, J.A.A.; SANTOS, J.V. Generation of biogás using crude glycerin from biodiesel production as a supplement to cattle slurry. **Biomass and bioenergy**, v.34, p.1330-1 335, 2010.

ROSS, C.C.; DRAKE, T.J.; WALSH, J.L. **Handbook of biogas utilization**. 2.ed. Atlanta: U.S. Department of Energy, 1996.

SANDERS, W. T. M. **Anaerobic hydrolysis during digestion of complex substrate**. 2001. 101f. Tese (Doutorado), Wageningen University, Wageningen, Holanda. 2001.

SANTOS, S. M.; REIS, A. S.; JÚNIOR, W. S. S.; BARROS, K. K.; LUCENA, L. M. Avaliação da tratabilidade de resíduos sólidos orgânicos por meio de digestão anaeróbia. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 26^a ed., 2011, Porto Alegre. **Anais...** ABES: Porto Alegre, 2011.

SCHNEIDER, D. F. **Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos de São Leopoldo-RS**. Trabalho de Conclusão de Curso – Engenharia Ambiental, Universidade Luterana do Brasil, Canoas, RS, 82 f. 2012.

SHAHRIARI, H.; WARITH, M.; HAMODA, M.; KENNEDY, K. J. Anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste combining two pretreatment modalities, high temperature microwave and hydrogen peroxide. **Waste Management**, v.32, p.41–52, 2012.

SILES, J.A.; MARTÍN, M.A.; CHICA, A.F.; MARTÍN, A. Anaerobic co-digestion of glycerol and wastewater derived from biodiesel manufacturing. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 6315–6321, 2010.

SILVA, W. R. **Estudo Cinético do Processo de Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Vegetais**. 2009. 175f. Tese (Doutorado em Química Analítica). Programa de Pós-Graduação em Química. Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, PB. 2009.

SILVA, P. R. D.; LANDGRAF, M. D.; ZOZOLOTTO, T. C.; REZENDE M. O. O. Estudo preliminar do vermicomposto produzido a partir de lodo de esgoto doméstico e solo. **Eclética Química**, v.35, p. 61-67, 2010.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). **Diagnóstico de Manejo de Resíduos Sólidos e dos Serviços de Água e Esgoto para ano 2012**. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/>. Acesso em: Maio de 2014.

SOUZA, O.; FEDERIZZI, M.; COELHO, B.; WAGNER, T.M.; WISBECK, E. Biodegradação de resíduos lignocelulósicos gerados na bananicultura e sua valorização para a produção de biogás. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.14, n.4, p.438-443, 2010.

TORRES LOZADA, P. *et al.* Evaluación de diferentes alcalinizantes en el tratamiento anaerobio de aguas residuales fácilmente acidificables. Caso: agua residual del proceso de extracción de almidón de yuca. In: Taller Y Simposio Latino Americano sobre Digestion Anaerobia, Punta del Este: Uruguay. **Anais...** p. 571-575, 2005.

TORRES, M.L.; LORENS, M.D.C.E. Effect of alkaline pretreatment on anaerobic digestion of solid wastes. **Waste Management**, v.28, p.2229–2234, 2008.

TREVISAN, V. **Proposta de metodologia para determinação da atividade hidrogênica específica**. 2012. 173f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS. 2010.

VANDEVIVERE P.; DE BAERE L.; VERSTRAETE W. **Types of anaerobic digesters for solid wastes in biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes**. v. 4, p. 111-147, London, IWA Publishing. 2002.

VIMIEIRO, G. V.; LANGE, L. C. **Utilização do índice de qualidade de usinas de compostagem (IQC) como instrumento para avaliação de seis unidades de triagem e compostagem de resíduos sólidos urbanos de Minas Gerais**. In. 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental ABES, Porto Alegre/RS, 2011.

VOGT, G.M., LIU, H.W., KENNEDY, K.J., VOGT, H.S., HOLBEIN, B.E. **Super blue box recycling (SUBBOR) enhanced two-stage anaerobic digestion process for recycling municipal solid waste: laboratory pilot studies**. *Bioresource Technology*, v. 85, 291–299, 2002.

WALKER, L.R.; RUWISCH, R.C.; SCIBERRAS, S. **Performance of a commercial-scale dicom™ demonstration facility treating mixed municipal solid waste**. In. International conference on Solid Waste Moving Towards Sustainable Resource Management, 2011.

WARD, A. J.; HOBBS, P. J.; HOLLIMAN, P. J.; JONES, D. L. Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. **Bioresource Technology**, v.99, p.7928–7940, 2008.

ZHU, B., GIKAS, P., ZHANG, R., LORD, J., JENKINS, B., LI, X. Characteristics and biogas production potential of municipal solid wastes pretreated with a rotary drum reactor. **Bioresource Technology**, v.100, p. 1122–1129, 2009.

ZIEMINSKI, K.; ROMANOWSKA, I.; KOWALSKA, M. Enzymatic pretreatment of lignocellulosic wastes to improve biogas production. **Waste management**, v. 32, p. 1131-1137, 2012.