



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
ENGENHARIA DE ENERGIA**



ALINE TATHYANA ALVES FELCA

**ANÁLISE DO POTENCIAL ENERGÉTICO PROVENIENTE DO LODO DE  
ESGOTO PRODUZIDO PELAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO  
DO SUL DE MINAS GERAIS**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Energia como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Engenharia de Energia.

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: Engenharia de Energia

ORIENTADOR: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Regina Mambeli Barros  
CO-ORIENTADOR: Prof. Dr. Geraldo Lúcio Tiago Filho

Agosto/2016  
Itajubá



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
ENGENHARIA DE ENERGIA**



ALINE TATHYANA ALVES FELCA

**ANÁLISE DO POTENCIAL ENERGÉTICO PROVENIENTE DO LODO DE  
ESGOTO PRODUZIDO PELAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO  
DO SUL DE MINAS GERAIS**

Dissertação aprovada por banca  
examinadora em 26 de Agosto de  
2016, conferindo ao autor o título de  
*Mestre em Engenharia de Energia*

**Banca Examinadora**

Prof. Dr. Geraldo Lúcio Tiago Filho (Co-Orientador - UNIFEI)

Prof. Dr. Rubenildo Vieira Andrade (UNIFEI)

Prof. Dr. Valdir Schalch (EESC/USP)

Itajubá  
2016

*Tudo quanto te vier à mão para fazer, faze-o conforme as tuas forças, porque no além, para onde tu vais, não há obra, nem projetos, nem conhecimento, nem sabedoria alguma.*  
(Eclesiastes 9:10)

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço em primeiro lugar ao Salvador da minha vida, Jesus Cristo, tudo em minha vida é graça dEle e este trabalho é mais um exemplo do seu cuidado para comigo.

Ao meu lindo esposo, Raphael Felca Glória, pela ajuda e companheirismo imensuráveis durante toda essa caminhada.

Aos meus pais, Arnaldo P. Alves e Maria Aparecida da S. Alves, meus maiores educadores e incentivadores.

À minha irmã, Jackeline C. Alves, companheira de vida, pela amizade e carinho incondicionais.

À professora Regina Mambeli Barros, orientadora sempre presente e disposta a ajudar, cujos ensinamentos foram fundamentais na construção de todo o trabalho.

Ao professor e co-orientador Geraldo Lúcio Tiago Filho, pelas excelentes contribuições e pelo auxílio.

Aos colegas de mestrado, especialmente Luciano, Milena, Eric, Andres e Juan, que contribuíram para que tudo fosse mais leve e divertido.

Ao servidor João Victor R. Freitas pelas análises laboratoriais.

Ao professor Ivan Felipe S. Santos pelo auxílio durante o trabalho.

À COPASA pela disposição dos funcionários em ajudar durante as inúmeras visitas às estações de tratamento, sempre de maneira cortês e solícita. Em especial aos funcionários da ETE Itajubá, ETE Varginha, ETE Pouso Alegre e ETE Santa Rita do Sapucaí. Aos funcionários da ETE Arrudas deixo meu agradecimento especial por toda a explicação e fornecimento de informações que contribuíram para um esclarecimento maior de todo o assunto.

A todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

# SUMÁRIO

<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	01
<b>LISTA DE TABELAS</b> .....	03
<b>LISTA DE QUADROS</b> .....	04
<b>LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS</b> .....	05
<b>RESUMO</b> .....	06
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	08
<b>2. OBJETIVO PRINCIPAL</b> .....	09
<b>3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS</b> .....	09
<b>4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	10
<b>4.1. Tratamentos Biológicos de Esgotos</b> .....	10
<b>4.2. Digestão Anaeróbia</b> .....	12
<b>4.2.1. Etapas do Processo Bioquímico da Digestão Anaeróbia</b> .....	15
<b>4.2.1.1. Hidrólise</b> .....	15
<b>4.2.1.2. Acidogênese</b> .....	16
<b>4.2.1.3. Acetogênese</b> .....	16
<b>4.2.1.4. Metanogênese</b> .....	17
<b>4.2.1.5. Sulfetogênese</b> .....	18
<b>4.2.2. Microbiologia da Digestão Anaeróbia</b> .....	18
<b>4.2.2.1. <i>Archaeas</i> Metanogênicas</b> .....	18
<b>4.2.2.2. Bactérias Fermentativas</b> .....	19
<b>4.2.2.3. Bactérias Acetogênicas Produtoras de H<sub>2</sub></b> .....	20
<b>4.2.2.4. Bactérias Redutoras de Sulfato</b> .....	20
<b>4.2.2.5. Aspectos Termodinâmicos</b> .....	22
<b>4.2.2.6. Cinética da Digestão Anaeróbia</b> .....	23
<b>4.2.3. Cinética do Crescimento de Microrganismos</b> .....	24

4.2.3.1. Crescimento Bruto Específico .....	24
4.2.3.2. Decaimento Bacteriano .....	25
4.2.3.3. Crescimento Líquido .....	25
4.2.4. Produção de Sólidos .....	26
4.2.4.1. Produção Bruta .....	26
4.2.4.2. Taxa de Utilização do Substrato .....	26
4.2.4.3. Tempo de Residência Celular e Tempo de Detenção Hidráulica .....	26
4.2.4.4. Tempo de Residência Celular Mínimo .....	27
4.2.5. Fatores que Interferem no Processo de Digestão Anaeróbia .....	29
4.2.5.1. Temperatura .....	29
4.2.5.2. Alcalinidade, pH e Ácidos Graxos Voláteis .....	31
4.2.6. Principais Sistemas Anaeróbios Utilizados no Tratamento de Esgoto .....	34
4.2.6.1. Sistemas Convencionais .....	34
4.2.6.2. Digestores Anaeróbios de Baixa Carga .....	35
4.2.6.3. Digestores Anaeróbios de Alta Carga .....	36
4.2.6.4. Sistemas de Alta Taxa .....	37
4.2.6.5. Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB) .....	37
4.3. Biogás .....	39
4.3.1. Produção de Biogás em uma Estação de Tratamento de Esgoto .....	41
<b>5. MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>44</b>
5.1. Construção dos Biodigestores e Gasômetros .....	46
5.2. Manipulação do Lodo e Equipamentos de Proteção utilizados .....	48
5.3. Análises para Caracterização do Lodo .....	50
5.4. Volume e Composição do Biogás, Medição de Temperatura de pH .....	51
5.5. Potência Útil e Energia Disponível .....	52
5.6. Análise Econômica .....	54
5.6.1. Custos do Cenário Tecnológico .....	56

5.6.1.1. Custo de investimento dos principais equipamentos na linha de biogás .....	56
5.6.1.2. Custo do motogerador .....	57
5.6.1.3. Custos com energia elétrica .....	58
5.6.1.4. Financiamento .....	60
5.6.2. Cálculos para a Viabilidade Econômica .....	61
5.6.2.1. Receita Anual de Energia Gerada .....	61
5.6.2.2. Receita Anual de Energia Gerada (Considerando a Variação da Tarifa) .....	61
5.6.2.3. Consumo Anual com Consumo de Energia .....	61
5.6.2.4. Despesa Anual com Consumo de Energia .....	62
5.6.2.5. Despesa Anual com Consumo de Energia (Considerando a Variação da Tarifa) .....	62
5.6.2.6. Investimento Total .....	62
5.6.2.7. Empréstimo Realizado junto à Instituição Financeira .....	63
5.6.2.8. Parcelas Pagas à Instituição Financeira (Tabela PRICE) .....	63
5.6.2.9. Fluxo de Caixa (FC) .....	63
5.6.2.10. Valor Presente Líquido (VPL) .....	64
5.6.2.11. Taxa Interna de Retorno (TIR) .....	64
<b>6. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>65</b>
6.1. Análises Físico-Químicas .....	65
6.2. Quantidade de Biogás Produzido .....	67
6.3. Teor de Biogás .....	73
6.4. Potência Útil .....	75
6.5. Cálculo de Energia Disponível.....	77
6.6. Análise Econômica .....	78
<b>7. CONCLUSÕES .....</b>	<b>81</b>
7.1. Sugestão para Trabalhos Futuros .....	82
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>83</b>

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 01.</b> Resumo da seqüência de processos na digestão anaeróbia de macromoléculas complexas ...	15
<b>Figura 02.</b> Processo envolvidos na digestão anaeróbia .....	21
<b>Figura 03.</b> Influência da temperatura sobre a taxa de crescimento .....	30
<b>Figura 04.</b> Representação esquemática de um digestor de baixa carga .....	36
<b>Figura 05.</b> Representação esquemática de um digestor de um estágio e alta carga .....	36
<b>Figura 06.</b> Esquema de um Reator Anaeróbio UASB .....	38
<b>Figura 07.</b> Opções para a utilização energética do biogás .....	39
<b>Figura 08.</b> Produção de biogás a partir de diferentes opções de tratamento dos esgotos .....	42
<b>Figura 09.</b> Digestores e gasômetros pilotos para as cidades de (a) Itajubá (sem aquecimento), (b) Pouso Alegre, (c) Varginha, (d) Santa Rita do Sapucaí e (e) Itajubá (com aquecimento) .....	45
<b>Figura 10.</b> Digestor (a) e Gasômetro (b) utilizados para digestão do lodo e coleta do biogás .....	47
<b>Figura 11.</b> Digestor (a) e Gasômetro (b) utilizados para digestão do lodo de Itajubá, com banho térmico (c) para aquecimento .....	48
<b>Figura 12.</b> Transporte do lodo bruto da estação até a universidade .....	49
<b>Figura 13.</b> Lodo bruto retirado de uma das estações de tratamento de esgoto .....	49
<b>Figura 14.</b> Lodo bruto inserido no reator antes da lacração .....	49
<b>Figura 15.</b> (a) Gasômetros e (b) Turbinas operacionais para a geração de energia elétrica na ETE Arrudas de Sabará/MG .....	50
<b>Figura 16.</b> Analisador de gases GEM5000 .....	52
<b>Figura 17.</b> Desenho esquemático simplificado. O dessulfurizador foi considerado somente no cenário de Santa Rita do Sapucaí .....	55
<b>Figura 18.</b> Gasômetro esférico de dupla membrana .....	55
<b>Figura 19.</b> Custo dos motogeradores R\$/kW confeccionados para biogás .....	57
<b>Figura 20.</b> Consumo total de energia por habitante em ETE's na Alemanha por classes de tamanho – Gk1 (< 1 mil habitante), Gk2 (1 mil a 5 mil habitantes), Gk3 (5 mil a 10 mil habitantes), Gk4 (10 mil a 100 mil habitantes) e Gk5 (> 100 mil habitantes) .....	59

<b>Figura 21.</b> Tarifa elétrica praticada pela CEMIG durante os últimos 13 anos por classe de consumo – água, esgoto e saneamento .....	59
<b>Figura 22.</b> Produção de biogás do digestor de Varginha durante o período de Abril a Outubro de 2015	68
<b>Figura 23.</b> Ampliação do período de produção entre os dias 40 e 70, relacionado à digestão do lodo de Varginha .....	68
<b>Figura 24.</b> Produção de biogás do digestor de Pouso Alegre durante o período de Maio a Outubro de 2015 .....	69
<b>Figura 25.</b> Ampliação do período de produção entre os dias 20 e 45, relacionado à digestão do lodo de Pouso Alegre .....	69
<b>Figura 26.</b> Produção de biogás do digestor de Santa Rita do Sapucaí durante o período de Maio a Outubro de 2015 .....	70
<b>Figura 27.</b> Ampliação do período de produção entre os dias 30 e 50, relacionado à digestão do lodo de Santa Rita do Sapucaí .....	70
<b>Figura 28.</b> Produção de biogás do digestor de Itajubá (sem aquecimento) durante o período de Julho a Outubro de 2015 .....	71
<b>Figura 29.</b> Produção de biogás do digestor de Itajubá (com aquecimento) durante o período de Julho a Outubro de 2015 .....	71
<b>Figura 30.</b> Produção média de biogás dos digestores em relação à temperatura .....	73

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 01.</b> Etapas do processo de tratamento de esgotos .....	10
<b>Tabela 02.</b> Produtos oriundos dos tratamentos aeróbio e anaeróbio .....	12
<b>Tabela 03.</b> Energia livre de algumas reações da metanogênese .....	17
<b>Tabela 04.</b> Comparação energética de algumas reações comuns na degradação anaeróbia .....	23
<b>Tabela 05.</b> Parâmetros cinéticos de bactérias anaeróbias .....	29
<b>Tabela 06.</b> Faixas de temperatura relacionadas ao crescimento microbiano .....	30
<b>Tabela 07.</b> Composição do biogás .....	40
<b>Tabela 08.</b> Processos de remoção do H <sub>2</sub> S .....	41
<b>Tabela 09.</b> População dos municípios onde ocorreu a coleta do lodo de esgoto .....	44
<b>Tabela 10.</b> Período de digestão das amostras de lodo .....	45
<b>Tabela 11.</b> Montagem do Reator Anaeróbio.....	46
<b>Tabela 12.</b> Montagem do banho-maria para aquecimento de um dos reatores.....	46
<b>Tabela 13.</b> Montagem do coletor de gases (tipo pistão).....	47
<b>Tabela 14.</b> Custo dos principais equipamentos da linha de biogás .....	57
<b>Tabela 15:</b> Custo do motogerador em relação à potência útil por município .....	58
<b>Tabela 16:</b> Custo anual de energia elétrica por habitante para cada ETE .....	58
<b>Tabela 17.</b> Teor de biogás referente ao biodigestor de Varginha .....	73
<b>Tabela 18.</b> Teor de biogás referente ao biodigestor de Pouso Alegre .....	74
<b>Tabela 19.</b> Teor de biogás referente ao biodigestor de Santa Rita do Sapucaí .....	74
<b>Tabela 20.</b> Teor de biogás referente ao biodigestor de Itajubá- sem aquecimento .....	74
<b>Tabela 21.</b> Teor de biogás referente ao biodigestor de Itajubá- com aquecimento .....	74
<b>Tabela 22.</b> Produção de biogás (P <sub>b</sub> ) encontrado em cada experimento piloto .....	76
<b>Tabela 23.</b> Potência Útil Teórica estimada para cada município .....	76
<b>Tabela 24.</b> Potencial teórico gerado em um ano .....	77
<b>Tabela 25.</b> Energia gerada através das ETE's dos municípios analisados e do Sul de Minas Gerais .....	77

## LISTA DE QUADROS

<b>Quadro 01.</b> Faixas ótimas de pH para a degradação de diferentes substratos .....	32
<b>Quadro 02.</b> Tipos de sistemas anaeróbios .....	34
<b>Quadro 03.</b> Classificação dos sistemas anaeróbios.....	37
<b>Quadro 04.</b> Análises físico-químicas do lodo antes da entrada no biodigestor .....	65
<b>Quadro 05.</b> Análises físico-químicas do lodo após saída do biodigestor .....	66
<b>Quadro 06.</b> Reduções expressas em porcentagem dos parâmetros físico-químicos analisados .....	66
<b>Quadro 07.</b> Principais parâmetros adotados para os cálculos de viabilidade econômica .....	78
<b>Quadro 08.</b> Resultados de VPL e TIR para cada ETE com vida útil de projeto de 15 anos .....	79

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

**AGV** – Ácidos Graxos Voláteis

**DA** – Digestão Anaeróbia

**DBO** – Demanda Bioquímica de Oxigênio

**DQO** – Demanda Química de Oxigênio

**ETE** – Estação de Tratamento de Esgoto

**k** - Taxa específica de utilização de substrato

**K<sub>d</sub>** - Coeficiente de respiração endógena

**K<sub>máx</sub>** – Taxa específica máxima de utilização de substrato

**K<sub>S</sub>** – Constante de saturação

**NTK** – Nitrogênio Total

**P<sub>b</sub>** – Produção de biogás

**SS** – Sólidos Sedimentáveis

**ST** – Sólidos Totais

**STF** – Sólidos Totais Fixos

**STV** – Sólidos Totais Voláteis

**TD** – Tempo de Detenção

**TDH** – Tempo de Detenção Hidráulica

**T<sub>dup</sub>** – Tempo de duplicação celular

**TRC** – Tempo de Resistência Celular

**UASB** – Reator de Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo

**Y** - Coeficiente de produção de biomassa

**μ** – Taxa de crescimento específico

## RESUMO

Cerca de 2% do consumo de energia elétrica no setor público deve-se ao saneamento, o que representa a segunda maior despesa operacional das estações de tratamento, perdendo apenas para a despesa com pessoal. No Brasil, somente 40% do esgoto é adequadamente tratado, mas o governo tem intensificado os investimentos neste setor e a perspectiva é de que até 2033 todo o esgoto que é gerado no país seja corretamente disposto e tratado, de acordo com o Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB). O lodo constitui um dos principais subprodutos no tratamento de esgoto; o correto tratamento a que deve ser submetido também representa um alto custo operacional para o sistema. Com o crescimento esperado do setor, deve ser realizada uma avaliação sobre a melhor forma de gerenciamento dos subprodutos, visando a maior sustentabilidade, bem como considerar um retorno energético-financeiro na tentativa de se obter um equilíbrio nas receitas. O aproveitamento energético do biogás produzido por meio da digestão anaeróbia do lodo constitui uma alternativa de tratamento capaz de gerar energia térmica e elétrica, concomitante a uma destinação ambientalmente adequada. Diante deste cenário, o presente trabalho objetivou a avaliação do potencial energético do lodo que é gerado nas estações de tratamento de esgoto (ETE) do Sul de Minas Gerais e a realização de uma análise econômica dentro desse aproveitamento energético nas ETE's, bem como as análises das características físico-químicas (ST, SF, SV, DBO, DQO e NTK) destes lodos e a capacidade de produção de biogás. Amostras de lodo oriundas aos municípios de Varginha, Pouso Alegre, Santa Rita do Sapucaí e Itajubá foram alocadas em biodigestores para a produção de biogás. O pH e a temperatura foram monitorados em todo período de operação do experimento e foi possível estimar o valor de potência útil e energia gerada para cada um dos municípios mencionados e para toda a região sul do estado. Os resultados demonstraram que esta região seria capaz de gerar teoricamente o total de 23,6 GWh/ano de energia, sendo que o município de Pouso Alegre apresentou o melhor potencial útil teórico (329,40 kW) enquanto que Varginha, o menor (71,39 kW). No entanto, os cálculos financeiros demonstraram inviabilidade econômica para a construção de usina fornecedora de energia nas quatro estações de tratamento analisadas.

**Palavras-chave:** potencial energético, biogás, lodo de esgoto, viabilidade econômica

## ABSTRACT

Approximately 2% of electricity consumption in the public sector is due to sanitation, which is the second largest operational expense of treatment plants, the first being personnel expenses. In Brazil, only 40% of sewage is properly handled, but the government has increased its investments in this sector so that by 2033 all sewage that in the country will be properly prepared and treated, according to National Basic Sanitation Plan. Sludge is a major by-product as well, which also has high operating costs. With expected growth of this sector, assessment of management by-products must be carried out, which will focus on greater sustainability: this considers an energy-financial return towards reaching a revenue balance. The energy use of biogas, produced by sludge anaerobic digestion, is an alternative treatment capable of generating heat and electricity, concomitant with an environmentally proper goal. In light of this, our study will evaluate the energy of sludge potential, generated in wastewater treatment plants (WWTP) in the south of Minas Gerais, along with an economic analysis of that energy use in WWTPs. This in turn creates a physicochemical characteristics analysis (TS, FS, VS, BOD, COD and NTK) of sludge and biogas production. Wastewater samples in Varginha, Pouso Alegre, Santa Rita do Sapucaí and Itajubá were considered to be digesters in the development of biogas. The pH and temperature were monitored throughout the experimental period for an estimation of both power and energy in each city, including the entire southern region of the state. Results show that this region could generate a total of 23.6 GWh per year of energy: Pouso Alegre has the most theoretically useful potential (329.40 kW), while Varginha has the lowest (71.39 kW).

**Keywords:** energy potential, biogas, sludge, economic viability

# 1. INTRODUÇÃO

Após a primeira crise do petróleo, é que o mundo manifestou real interesse por fontes alternativas de energia. Devido aos preços dos combustíveis que se apresentavam muito voláteis e a incerteza de suprimento de toda a demanda energética, o mundo então percebeu uma necessidade de substituição dos combustíveis fósseis (LEITE & LEAL, 2007). No entanto, foram fatores ambientais, como o agravamento do efeito estufa, a poluição e uma imposição social pela sustentabilidade dos recursos naturais, que fizeram com que a bioenergia – caracterizada pelo uso de fontes alternativas renováveis como *input* na cadeia produtiva, na qual a biomassa se destaca – realmente fosse consolidada (AVILA FILHO *et al.*, 2007).

O biogás é o subproduto de processos que envolvem a digestão anaeróbia da matéria orgânica oriunda de biomassa. O biogás possui um excelente potencial energético, mas ao mesmo tempo agrava o efeito estufa quando lançado na atmosfera, devido ao alto teor de metano ( $\text{CH}_4$ ) presente em sua composição (ALVES, J., 2000). Uma das principais fontes de geração de biogás encontra-se nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE's), naquelas onde o tratamento biológico do esgoto acontece por digestão anaeróbia.

De acordo com o diagnóstico dos serviços de água e esgoto referente a 2015, a energia elétrica no setor de saneamento correspondeu a 2% do total de energia consumido no país (SNIS, 2015). Os gastos, responsáveis por um consumo de 10,3 TWh/ano, foram indicados como o segundo item de custo do setor de saneamento, perdendo apenas para a despesa com pessoal (GOMES, 2005). O aproveitamento do biogás proveniente das estações de tratamento de esgotos representa atualmente, uma alternativa de energia renovável capaz de mitigar os impactos ambientais causados pela produção de  $\text{CH}_4$  e contribuir com a melhoria do balanço energético nos sistemas de esgotamento sanitário.

Sendo assim, algumas companhias de saneamento no mundo já têm desenvolvido sistemas onde boa parte do suprimento energético da estação provém do biogás que é produzido. Por meio do uso de geradores e micro turbinas, é possível operar um sistema de cogeração em ETE's, em que há geração de energia elétrica para a própria estação e aproveitamento da energia térmica para aquecimento dos digestores anaeróbios. Mesmo com um potencial energético alto, o aproveitamento do biogás nas ETE's do Brasil ainda quase não ocorre; por exemplo, em todo o estado de Minas Gerais há apenas uma estação que opera sob o regime de cogeração. Desta maneira, pode-se afirmar que há uma enorme quantidade de

energia sendo desperdiçada pelo país, seja por falta de pesquisas ou pela falta de investimentos no setor.

Neste sentido o presente trabalho visa avaliar o potencial teórico associado à um estudo de viabilidade econômica para geração de energia a partir da biodigestão de lodos de ETEs no sul de Minas Gerais, Brasil, a partir da análise das características de tais substratos e com uso de biodigestores piloto.

## **2. OBJETIVO PRINCIPAL**

Este trabalho possui como objetivo analisar o potencial energético que está presente no lodo das estações da região sul do estado de Minas Gerais, analisar a viabilidade econômica de se implantar projetos para geração de energia elétrica onde o volume de esgoto recebido é pequeno e quantificar o potencial energético que o lodo de toda a região sul é capaz de fornecer.

## **3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

Como objetivos específicos, o trabalho desenvolvido propõe:

- (a) Mensurar o volume e a composição do biogás que pode ser gerado mediante digestores pilotos com lodo de alguns municípios da região;
- (b) Analisar o comportamento na produção de biogás diante de diferentes temperaturas em um período extenso de tempo;
- (c) Realizar análises físico-químicas do lodo dos municípios avaliados, antes e após o período de biodigestão, considerando principalmente parâmetros como Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos Totais (ST), Sólidos Fixos (SF) e Sólidos Voláteis (SV), bem como analisar as respectivas reduções de matéria orgânica ocorridas; e,
- (d) Estimar a potência útil convertida, a energia elétrica gerada e a viabilidade econômica do uso energético do lodo.

## 4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 4.1. TRATAMENTOS BIOLÓGICOS DE ESGOTOS

A implantação de uma estação de tratamento de esgotos (ETE) tem por objetivo a retirada dos principais poluentes presentes nas águas residuárias, fazendo com que elas retornem ao corpo d'água em conformidade com o padrão de emissão de esgotos tratados da legislação vigente.

Os tratamentos biológicos de esgotos removem a matéria orgânica dissolvida e em suspensão por meio da bio-transformação desta matéria orgânica em matéria mineralizada ou gases, necessitando que os produtos formados devam ser mais estáveis, a aparência do esgoto tratado deva conter um aspecto mais claro, uma redução significativa da presença de microrganismos e uma menor concentração de matéria orgânica. Os processos de tratamento biológico têm como princípio utilizar a matéria orgânica dissolvida ou em suspensão como substrato para microrganismos tais como bactérias, fungos e protozoários, que a transformam, por meio de reações bioquímicas, em gases, água e novas células. Os microrganismos formam flocos biológicos mais densos que a massa líquida, da qual se separam com facilidade (FERNANDES, 2015).

Depois de finalizado o processo chamado de sedimentação ou decantação, o esgoto passa a ser separado em esgoto líquido (contendo uma reduzida quantidade de sólidos) e esgoto sedimentado. No esgoto sedimentado há uma enorme quantidade de sólidos, e é essa porção que é denominada de lodo. O lodo é então encaminhado para tanques ou digestores onde receberá o devido processo de tratamento visando à estabilização de toda a carga orgânica ali presente (JORDÃO & PESSÔA, 2009). A Tabela 01 demonstra as principais etapas adotadas nas estações de tratamento de esgotos.

**Tabela 01.** Etapas do processo de tratamento de esgotos (REIS, 2009).

<b>Tratamento Primário</b>	<b>Tratamento Secundário</b>	<b>Tratamento Terciário</b>
Gradeamento	Lagoas	Troca Iônica
Câmara de areia	Lodos Ativados	Carvão Ativado
Sedimentação primária	Digestão Anaeróbia	Filtração
Flotação	Filtro Biológico	Coagulação

Muito embora sua parte na totalidade do esgoto seja relativamente pequena, a produção de lodo de esgoto é significativa e tem sido um problema em todo o mundo. Nos EUA, estima-se que em 2004 tenham sido produzidas aproximadamente 7,2 milhões de toneladas de lodo de esgotos (LeBLANC *et al.*, 2008). Na Europa, a produção de lodo em 2005 era estimada em 8-10 milhões de toneladas (IRANPOUR *et al.*, 2004). No Brasil a produção estimada é de cerca de 150 a 220 mil toneladas ao ano (PEDROZA *et al.*, 2010), produção bem inferior à da Europa e EUA, pois no Brasil o tratamento de esgotos ainda não atinge toda a parcela da população. Sendo assim, é essencial que se encontre o tratamento biológico adequado e que não se considere apenas a diminuição dos agentes patogênicos e/ou estabilização da matéria orgânica, mas que também o retorno energético e financeiro faça parte deste tratamento.

O principal objetivo dos tratamentos biológicos nos lodos de esgoto é a conversão parcial da matéria orgânica putrescível em líquidos, sólidos dissolvidos, subprodutos gasosos e destruição de uma parte dos microorganismos patogênicos, como também a diminuição dos sólidos secos presentes (JORDÃO & PESSÔA, 2009). Para a WEF (*Water Environment Federation*), após o tratamento biológico, o lodo pode passar a ser chamado de biossólido; esse termo é aplicável desde que o mesmo já possua uma destinação final útil e que o produto esteja estabilizado, do contrário continuam sendo adotados os termos torta, lodo ou sólidos (WEF, 1995).

Findo processo de biodegradação, o lodo passa a ser denominado de “lodo digerido” e recebe esse termo após o tratamento de digestão aeróbia ou anaeróbia, de acordo com o CONAMA (2006). No entanto, para ser denominado de “lodo digerido” ele deverá obedecer a parâmetros físico-químicos que assim o caracterizem. A matéria volátil ou sólidos voláteis (SV) constitui um desses parâmetros, capaz de revelar mais do que outros testes, qual é o estágio da digestão, os SV devem alcançar uma redução de cerca de 45 a 60%; enquanto que, o pH (outro parâmetro muito relevante) deve permanecer próximo de 7,0 para o lodo digerido (JORDÃO & PESSÔA, 2009).

A forma de tratamento biológico a ser adotada baseia-se na escolha da presença ou não de oxigênio durante o processo. As alternativas são entre a digestão aeróbia onde ocorre um fluxo de ar orbital em um sistema denominado “Carroussel” e a digestão anaeróbia que acontece na ausência de oxigênio (AQUINO, 2013). Entretanto, essa escolha não é simples e há diversos fatores, vantagens e desvantagens, intrínsecos a cada processo.

De acordo com Chernicharo (1997), nos sistemas aeróbios ocorre uma degradação biológica de cerca de 40 a 50%, implicando na produção de CO<sub>2</sub>. A matéria orgânica que não

é convertida em biomassa ou em gás carbônico deixa o reator como material não degradado (5 a 10%); já nos sistemas anaeróbios, segundo o autor (CHERNICHARO, 1997), a maior parte da matéria orgânica é convertida em biogás, cerca de 70 a 90%, deixando o reator sob a forma gasosa. Uma menor parcela é convertida em biomassa microbiana, de 5 a 15%, denominado de lodo excedente do sistema e o material que não foi convertido em gás e nem em biomassa deixa o reator como não degradado.

Comparada ao tratamento aeróbio, o processo anaeróbio resolve o problema dos esgotos de uma maneira mais ampla, pois demanda menor espaço para a instalação, há menores custos de investimentos, produz energia útil na forma de biogás, pode ser operado com baixo custo, pois os reatores são relativamente simples, e requerem pouca ou nenhuma energia adicional; pode ser ainda, combinado com diferentes alternativas de pós-tratamento do esgoto para a redução de subprodutos como amônia, enxofre, ou algum outro, dependendo da natureza do esgoto tratado (BERNI & BAJAY, 2003). Uma comparação dos produtos formados entre os dois processos pode ser demonstrada pela Tabela 02.

**Tabela 02.** Produtos oriundos dos tratamentos aeróbio e anaeróbio (REIS, 2009, adaptada).

Processo Aeróbio	Elemento Original	Processo Anaeróbio
$[\text{CO}_3]^{2-} \leftarrow \text{CO}_2 \leftarrow$	C	$\rightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}_2$
$[\text{NO}_3]^- \leftarrow [\text{NO}_2]^- \leftarrow \text{NH}_3 \leftarrow$	N	$\rightarrow \text{NH}_3$
$[\text{SO}_4]^{2-} \leftarrow$	S	$\rightarrow \text{H}_2\text{S}$
$\text{H}_2\text{O} \leftarrow$	H	$\rightarrow$ Subprodutos orgânicos
$[\text{PO}_4]^{3-}$	P	ou $\text{NH}_3$

## 4.2. DIGESTÃO ANAERÓBIA

Denomina-se tratamento anaeróbio de esgotos qualquer processo de digestão que resulte na transformação da matéria orgânica biodegradável, na ausência de oxigênio, com produção de metano e dióxido de carbono, deixando na solução aquosa subprodutos como fosfatos, amônia e sulfetos. O processo de digestão é desenvolvido por uma seqüência de ações realizadas por uma gama grande e variável de bactérias, no qual se podem distinguir quatro fases subseqüentes: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994). No tratamento anaeróbio os sólidos em suspensão, fixos e voláteis, são separados da parte líquida do afluente e então processados em unidades denominadas digestores, ou biodigestores (JORDÃO & PESSÔA, 2009).

Durante a digestão anaeróbia ocorre uma cadeia sucessiva de reações bioquímicas, onde inicialmente acontece a hidrólise ou quebra das moléculas de proteínas, lipídios e carboidratos até a formação dos produtos finais, que são, essencialmente, gás metano, dióxido de carbono (metanogênese) e dióxido de enxofre (sulfetogênese).

A decomposição anaeróbia é, portanto, um processo biológico envolvendo inúmeros e diferentes tipos de microrganismos, na ausência do oxigênio molecular, em uma simbiose, com cada grupo realizando uma etapa específica, na transformação de compostos orgânicos complexos em produtos simples e de menor peso molecular.

Na decomposição bioquímica da matéria orgânica presente no esgoto, uma enorme variedade de bactérias saprófitas, realizam a hidrólise e convertem o material complexo em compostos de menor peso molecular. Dentre os compostos de menor peso molecular formados, os principais são os ácidos graxos de menor cadeia molecular, tais como o ácido acético, o ácido propiônico, e o ácido butírico, que aparecem misturados a outros importantes componentes. Estes ácidos são denominados ácidos voláteis porque eles podem ser destilados sob pressão atmosférica. O acúmulo de ácidos voláteis pode ter um efeito crítico sobre a digestão anaeróbia se a capacidade de tamponação for extrapolada e o valor de pH diminuir para níveis desfavoráveis (SAWEYR & McCARTY, 1978).

Em unidades de digestão anaeróbia operando em condições estabilizadas, dois grupos de bactérias trabalham em harmonia para realizarem a destruição da matéria orgânica. Os organismos saprófitos degradam as substâncias formadas no estágio ácido e, então, as *archaeas* metanogênicas completam a conversão em metano e CO<sub>2</sub>. Quando a população de *archaeas* metanogênicas se torna suficiente e as condições são favoráveis, elas utilizam os produtos finais das saprófitas tão rapidamente quanto estas o produzem. Assim, ácidos não são acumulados, mantendo as condições de tamponamento e fazendo com que o valor do pH permaneça em níveis favoráveis às *archaeas* metanogênicas. Sob estas condições a concentração de ácidos voláteis presentes em lodos em processo de digestão anaeróbia varia de 50 a 250 mg/L, expressa como ácido acético. (JHUNG;CHOI, 1995)

*Archaeas* metanogênicas são muito comuns na natureza e algumas são freqüentes nos esgotos domésticos e em lodos derivados deles. Porém, sua população é muito pequena se comparada com as saprófitas. Esta diferença em números é a razão de problemas encontrados no início de processos em unidades de digestão. Em esgotos com insuficiente capacidade de tamponamento, quando submetidos à fermentação anaeróbia, os ácidos voláteis são produzidos em uma velocidade maior que a capacidade de consumo da quantidade de *archaeas* metanogênicas presentes, dessa maneira a capacidade de tampão é rapidamente

consumida e a presença de ácidos livres existentes faz o valor de pH decair. Para valores de pH menores que 6,5, a ação de *archaeas* metanogênicas fica extremamente prejudicada, no entanto as bactérias saprófitas só sofrem inibição quando o valor do pH desce a valores menores que 5,0 (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

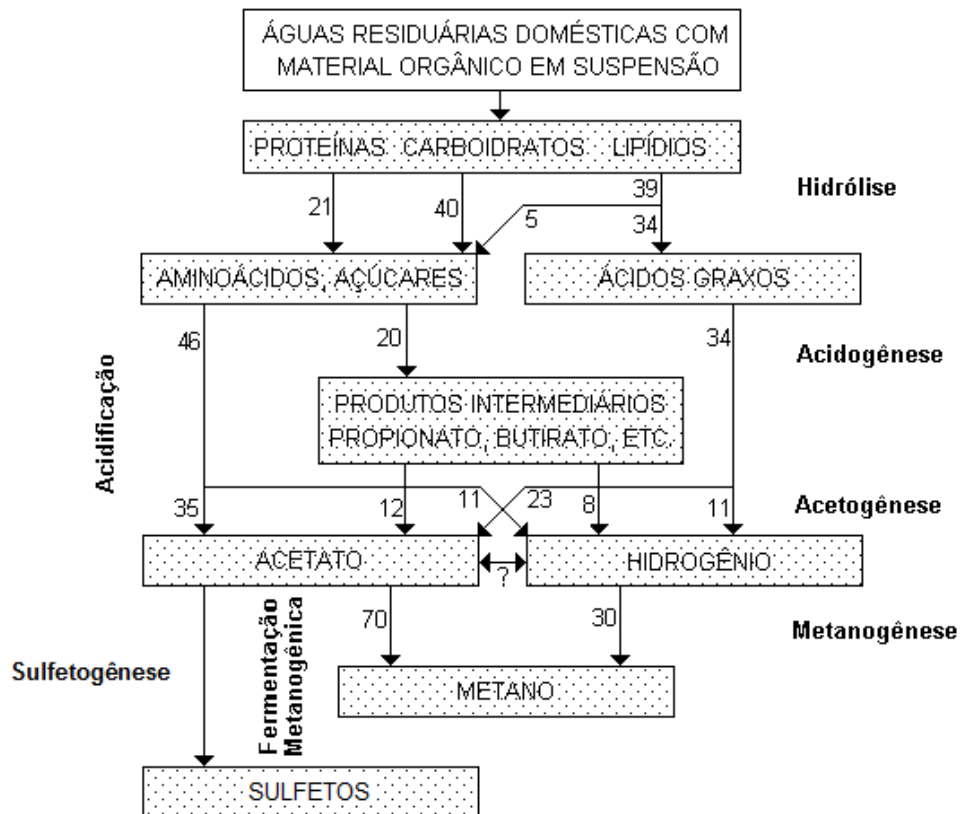
Sendo assim, diante destas condições desequilibradas, os ácidos voláteis aumentam de forma acelerada, podendo chegar às concentrações de 2000 a 6000 mg/L ou mais, dependendo da concentração de lodo presente. A fase metanogênica ativa nunca poderá se desenvolver em tais misturas a não ser que o lodo seja diluído ou neutralizado com a adição de alguma base forte, como a NaOH, de modo a produzir novamente um valor de pH favorável à ação das *archaeas* metanogênicas. O êxito na operação de unidades com digestão anaeróbia depende da manutenção satisfatória do balanceamento entre as *archaeas* metanogênicas e bactérias saprófitas (SAYED, 1997).

Esta diferença que resulta no acúmulo de ácidos voláteis no sistema pode fazer com que parte do lodo deva ser removido ou transferido da unidade de digestão. Porém remover uma quantidade muito grande de lodo pode reduzir a população de organismos metanogênicos a uma quantidade insuficiente para destruir a quantidade de ácidos que continuará sendo produzida, voltando a acumular uma quantidade indesejada de ácidos voláteis na unidade. Mais uma razão para justificar a extrema importância da determinação de condições favoráveis ao equilíbrio na unidade de digestão. Contudo, o aparecimento de condições desfavoráveis pode ser detectada quase que imediatamente em comparação com o que pode ocorrer após vários dias em outros métodos, bastando o técnico responsável fazer uma medição rotineira dos valores de pH do lodo.

Ácidos voláteis são formados tão rapidamente e de forma imediata como durante a degradação anaeróbia de carboidratos, proteínas e gorduras. A Figura 01 mostra alguns dos diversos passos através do qual o esgoto complexo, tal como lodo de esgoto doméstico, deve passar durante a digestão anaeróbia e conseqüente conversão ao biogás, rico em gás metano (CH<sub>4</sub>).

Este processo de biodegradabilidade da matéria orgânica presente no esgoto, desde as macromoléculas orgânicas complexas até chegar ao biogás, requer a mediação de vários grupos diferentes de microrganismos.

Para digestão anaeróbia de proteínas, carboidratos e lipídios (a maior parte do material orgânico pertence a esses grupos) podem-se distinguir quatro partes diferentes no processo global da conversão: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994), além da sulfetogênese (CHERNICHARO, 1997, 2007).



**Figura 01.** Resumo da seqüência de processos na digestão anaeróbia de macromoléculas complexas (os números são expressos em %DQO) - (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994 - adaptado)

#### 4.2.1. ETAPAS DO PROCESSO BIOQUÍMICO DA DIGESTÃO ANAERÓBIA

O mais importante na esfera bioquímica do processo anaeróbio é a manutenção de um equilíbrio ecológico entre os tipos e espécies de microorganismos, esse equilíbrio é de fundamental importância para a eficiência do sistema de tratamento (CHERNICHARO, 1997, 2005). Trata-se de um processo bastante susceptível a variações de valores de pH onde os compostos são bioconvertidos por um grupo de bactérias quimioheterotróficas sensíveis, que pode até mesmo ser inibido pela presença de oxigênio (BOTHEJU & BAKKE, 2011).

##### 4.2.1.1. Hidrólise

Na hidrólise ou fermentação hidrolítica, o material orgânico particulado é convertido em compostos dissolvidos de menor peso molecular, como mostra a equação 1. As enzimas, que são excretadas pelas bactérias fermentativas, interferem no processo. As proteínas degradam-se através de (poli)peptidas para formarem aminoácidos; os carboidratos transformam-se em açúcares solúveis (mono e dissacarídeos) e lipídios são convertidos em

ácidos graxos de cadeia longa de carbono (C<sup>15</sup> a C<sup>17</sup>) e glicerina. Em particular, a taxa de conversão de lipídios abaixo de 20° C torna-se muito baixa (O'ROURKE, 1968).

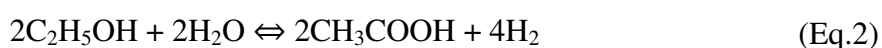


Alguns dos fatores que influenciam a taxa e o grau de hidrólise são: Temperatura operacional, tempo de residência, composição do substrato, tamanho das partículas e o valor do pH.

Para melhorar a taxa de degradação e/ou a taxa de hidrólise, Cassini (2003) propõe a adição de agentes físicos e químicos ao tratamento do lodo, como por exemplo: aumento do calor, agitação mecânica, ultra-som, microondas e produtos químicos, sendo que estes agem de modo a quebrar ou romper as células da biomassa existente no lodo liberando material para o meio, tudo para contribuir com um aumento na produção de metano ao final do processo.

#### 4.2.1.2. Acidogênese

O principal subproduto dessa etapa são os ácidos graxos (Eq.2). Na acidogênese os compostos dissolvidos, gerados no processo de hidrólise ou liquefação, são absorvidos nas células das bactérias fermentativas e, após a acidogênese, excretadas como substâncias orgânicas simples como ácidos graxos voláteis (AGV), álcoois, ácido lático e compostos minerais (CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>S, etc.).



É nessa fase que ocorre uma produção intensiva de ácidos e conseqüentemente uma queda no valor do pH, que varia entre 5,1 a 6,8, podendo decair até 4,0. O odor nesse período é pútrido e em condições normais de temperatura esta fase possui duração de duas semanas. (JORDÃO & PESSÔA, 2009).

#### 4.2.1.3. Acetogênese

Essa fase consiste na oxidação de subprodutos da fase acidogênica (o hidrogênio e o acetato) transformando-os em substratos adequados para a próxima etapa. Na acetogênese ocorre a conversão dos produtos da acidogênese em compostos que formam os substratos para a produção de metano. Uma fração de aproximadamente 70 por cento da DQO originalmente

presente converte-se em ácido acético, enquanto o restante da capacidade de doação de elétrons é concentrado no hidrogênio formado. Dependendo do estado de oxidação do material orgânico a ser digerido, a formação de ácido acético pode ser acompanhada pelo surgimento de dióxido de carbono ou hidrogênio.

#### 4.2.1.4. Metanogênese

A metanogênese, em geral, é o passo que limita a velocidade do processo de digestão como um todo, apesar de que se a temperatura estiver abaixo de 20°C a hidrólise passa se tornar também limitante (GUJER & ZEHNDER, 1983). Corresponde à quarta e última etapa da digestão anaeróbia onde majoritariamente, acetato, hidrogênio e dióxido de carbono são transformados em metano e dióxido de carbono por *archaeas* anaeróbias obrigatórias (Tabela 03). As *archaeas* produtoras de metano estão envolvidas na etapa final do processo de decomposição da matéria orgânica e estabelecem a cadeia final de transferência de elétrons entre doadores e receptores (GERARDI, 2003), influenciando fortemente todo o processo de digestão anaeróbia, condicionando a termodinâmica das reações bioquímicas das etapas anteriores (DI-BERARDINO, 2006).

Devido à grande sensibilidade ao oxigênio, capaz de provocar a morte destas bactérias, de forma a manter o normal funcionamento metabólico e condições favoráveis à formação de acetato, o potencial redox necessita de ser menor que -300 mV.

**Tabela 03.** Energia livre de algumas reações da metanogênese (DI-BERARDINO, 2006, adaptado).

Metanogênese	Equações Simplificadas	$\Delta G^\circ$ (kJ/mol)
Acetoclástica	$\text{CH}_3\text{COOH} \rightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}_2$	-31,0
Hidrogenotrófica	$4\text{H}_2 + \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ \rightarrow \text{CH}_4 + 3\text{H}_2\text{O}$	-135,6
Metanol	$4\text{CH}_3\text{OH} \rightarrow 3\text{CH}_4 + \text{HCO}_3^- + 2\text{H}_2\text{O} + \text{H}^+$	-102,5
Metilamina	$4\text{CH}_3\text{NH}_2 + 4\text{H}^+ + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 3\text{CH}_4 + \text{CO}_2 + 4\text{NH}_4$	-101,6

As *archaeas* que produzem metano a partir de hidrogênio (hidrogenotróficas) crescem mais rápido do que aquelas que utilizam ácido acético (acetotróficas), de modo que as *archaeas* metanogênicas acetotróficas, que produzem metano a partir do acetato, tendem a limitar a taxa de transformação do material orgânico complexo presente no esgoto para biogás.

Todos os diferentes grupos de bactérias que transformam o material orgânico afluyente possuem atividade catabólica e anabólica (metabolismo). Com isso, paralelo à liberação de diferentes produtos de fermentação, há a formação de novas células, dando origem a quatro populações de bactérias e *archaeas* diferentes dentro do digestor anaeróbio. Na ecologia de tratamento de esgotos há mais do que bactérias e *archaeas*, mas esses microorganismos são preponderantes. Com frequência, os três primeiros estágios juntos são chamados de fermentação ácida, que é completada com a etapa metanogênica (JORDÃO & PESSÔA, 2009).

A gaseificação nessa etapa torna-se ativa e em seguida bastante intensa, o valor de pH se eleva para 6.8 até 7.4. O lodo torna-se negro com odor de alcatrão, a gaseificação então diminuiu e finalmente cessa (JORDÃO & PESSÔA, 2009).

#### **4.2.1.5. Sulfetogênese**

Nesta etapa ocorre a redução de sulfatos, sulfitos e outros compostos sulfurados a sulfeto através da ação das chamadas bactérias redutoras de sulfato ou bactérias sulforedutoras. As bactérias sulforedutoras dividem-se em dois grandes grupos (VISSER, 1995; CHERNICHARO, 1997, 2005):

- a) Bactérias sulforedutoras, que oxidam seus substratos de forma incompleta até o acetato; e,
- b) Bactérias sulforedutoras que oxidam seus substratos completamente até o gás carbônico.

### **4.2.2. MICROBIOLOGIA DA DIGESTÃO ANAERÓBIA**

A respeito da microbiologia atinente ao processo, Postgate (1984) discorre a respeito de diversos microorganismos, sobretudo bactérias e *archaeas* metanogênicas, explicitando peculiaridades de cada um deles conforme descrito nos itens seguintes.

#### **4.2.2.1. *Archaeas* Metanogênicas**

De acordo com os estudos das *archaeas* metanogênicas, verifica-se que estas são compostas de diversas espécies diferentes, possuem diferentes formatos e estruturas celulares,

mas todas têm em comum a obtenção de energia por meio da formação de metano. Para condições ambientais favoráveis, necessitam de um potencial de oxi-redução em torno de – 500 mv. Suas necessidades nutricionais são bem simples, requerendo sais minerais, CO<sub>2</sub> (fonte de C), NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (fonte de N) e sulfeto / cisteína (fonte de S). O NH<sub>4</sub><sup>+</sup> é fundamental e nenhuma espécie conhecida utiliza aminoácidos ou peptídeos. Consomem substratos específicos, como acetato, formiato, H<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, CO, metanol e metilaminas. Além disso, possuem características bioquímicas tão exclusivas como seus sistemas enzimáticos (POSTGATE, 1984).

A temperatura é determinante no processo de crescimento das bactérias metanogênicas, Chernicharo (1997) descreve três faixas características de temperatura no qual esse crescimento é possível (psicrófila, mesófila e termófila). Porém, tem-se observado um crescimento microbiano das *archaeas* metanogênicas em duas faixa ótimas de temperatura, um na faixa denominada mesófila (30° a 35°C) e outro na faixa termófila (50° a 55°C) (POSTGATE, 1984).

As espécies mais comuns de *Archaeas* são as *Archaeas* Crenarchaeots e as *Archaeas* Euryarchaeotas. As Crenarchaeotas contem as *archaeas* hipertermofílicas redutoras de enxofre; e as Euryarchaeotas compreendem uma grande diversidade de organismos, incluídas as espécies metanogênicas, as halofílicas extremas e algumas espécies hipertermofílicas. (CARDOSO *et al.*, 2003).

#### **4.2.2.2. Bactérias Fermentativas**

Esse grupo de bactérias é composto por uma mistura complexa de muitas espécies bacterianas. A análise dessas bactérias em biodigestores de lodo de esgotos demonstram que muitas são anaeróbias obrigatórias; no entanto, algumas são anaeróbias facultativas, tais como estreptococos e enterobactérias.

Como fonte de energia as bactérias fermentativas fazem uso dos carboidratos presentes no meio. Além dos carboidratos, requerem como fonte nutricional, sais minerais, vitaminas B, hemina e menadiona, amônia, mistura de ácidos voláteis, metionina, cisteína, sulfeto e CO<sub>2</sub>. Polissacarídeos tais como a celulose, hemicelulose, pectina e amido devem ser hidrolisados pela ação das enzimas bacterianas a produtos de baixo peso molecular tais como açúcares e oligossacarídeos, os quais são variedades de produtos: acetato, etanol, butirato, propionato, entre outros (MC INERNEY & BRYANT, 1981).

#### 4.2.2.3. Bactérias Acetogênicas Produtoras de H<sub>2</sub>

O nome dado a esse grupo de bactérias se deve aos principais produtos que elas produzem, acetato e hidrogênio. Na digestão anaeróbia são de fundamental importância pois são capazes de metabolizar ácidos graxos de cadeia longa, propionato, alcoóis, ácidos orgânicos e alguns aromáticos em acetato, H<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub>. Os gêneros conhecidos de bactérias acetogênicas encontradas em processos anaeróbios são *Syntrophobactere wolinii* e *Syntrophomonas wolfei*.

A regulação da pressão parcial do H<sub>2</sub> é essencial para manutenção do equilíbrio do ecossistema anaeróbio, pois sua presença em excesso pode inibir passos do metabolismo fermentativo (MC INERNEY & BRYANT, 1981).

#### 4.2.2.4. Bactérias Redutoras de Sulfato

A produção de sulfetos é um processo no qual o sulfato e outros compostos a base de enxofre são utilizados como aceptores de elétrons durante a oxidação de compostos orgânicos. Durante este processo, sulfato, sulfito e outros compostos sulfurados são reduzidos a sulfetos, por meio da ação de um grande grupo de bactérias anaeróbias estritas, denominadas bactérias redutoras de sulfato ou sulfuredutoras (CHERNICHARO, 1997, 2005).

As bactérias sulfuredutoras são consideradas um grupo muito versátil de microorganismos capazes de utilizar uma ampla gama de substrato, incluindo toda a cadeia de ácidos graxos voláteis, diversos ácidos aromáticos, hidrogênio, metanol, etanol, glicerol, açúcares, aminoácidos e vários compostos fenólicos (CHERNICHARO, 1997, 2005).

Na ausência de sulfato, o processo de digestão anaeróbia ocorre de acordo com as seqüências metabólicas apresentadas na Figura 02. Com a presença de sulfato em uma água residuária, muito dos compostos intermediários, formados através das rotas metabólicas passam a ser utilizados pelas bactérias sulfuredutoras, provocando uma alteração das rotas metabólicas no digestor anaeróbio. Dessa forma, as bactérias sulfuredutoras passam a competir com as bactérias fermentativas, acetogênicas e metanogênicas pelos substratos disponíveis. A importância dessa competição bacteriana é maior quando ocorre o aumento da concentração relativa de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> em relação à concentração de DQO (CHERNICHARO, 1997, 2005).

Em virtude desta competição, dois produtos finais passam a ser formados: metano (por meio da metanogênese) e sulfetos (por meio da redução de sulfato). A magnitude dessa

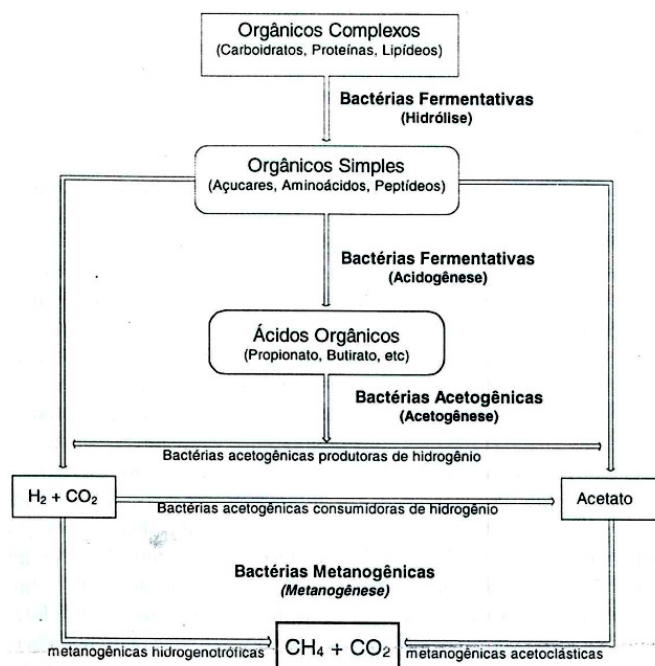
competição está relacionada a uma série de aspectos, particularmente o valor do pH e a relação  $DQO/SO_4^{2-}$  na água residuária. A produção de sulfetos pode provocar sérios problemas durante o tratamento desses despejos (CHERNICHARO, 1997, 2005):

- A redução de  $SO_4^{2-}$  resulta na formação de  $H_2S$ , um composto inibidor para as *archaeas* metanogênicas, podendo reduzir sua atividade e a capacidade de tratamento do esgoto do reator anaeróbio. Na prática, uma inibição mais acentuada das metanogênicas só ocorre quando a relação  $DQO/SO_4^{2-}$  é inferior a 7, mas com uma forte dependência do pH. Para elevadas relações  $DQO/SO_4^{2-}$  (>10), grande parte do  $H_2S$  produzido será removido da fase líquida, em função de uma maior produção de biogás, diminuindo seu efeito inibidor na massa líquida;

- Parte do sulfeto de hidrogênio produzido passa para a fase gasosa (biogás), podendo causar problemas de corrosão e de mau cheiro. Se a utilização do biogás é pretendida, deve-se prever um custo adicional para purificação do mesmo;

- A presença de sulfetos causa uma elevada demanda de oxigênio no esgoto e também problemas de mau cheiro. Uma etapa de pós-tratamento para remoção de sulfetos pode ser necessária; e,

- Para uma mesma quantidade de material orgânico presente no despejo, a redução de sulfatos diminui a quantidade de metano produzido. A redução de 1,5 g de  $SO_4^{2-}$  é equivalente a utilização de 1,0 g de DQO, o que significa uma menor disponibilidade para conversão em  $CH_4$ .



**Figura 02.** Processo envolvidos na digestão anaeróbia (CHERNICHARO, 1997).

#### 4.2.2.5. Aspectos Termodinâmicos

Como supracitado, as águas residuárias possuem uma gama de compostos orgânicos que são degradados nos reatores anaeróbios por uma população bacteriana muito diversificada. Os caminhos para a conversão destes compostos até chegar ao metano integra uma série de reações catabólicas, que somente acontecem quando a termodinâmica do sistema é favorável, ou seja, esses caminhos necessitam de que energia livre seja produzida em todos os processos de conversão para que os microorganismos consigam eficazmente atuar na reação (PESTANA & GANGHIS, 2007).

Isto é, no processo catabólico é essencial que haja produção de energia suficiente para que a bactéria dê sequência ao processo anabólico, concluindo o seu trabalho e assim formar o produto final (metano). Se o processo catabólico não gerar energia, o processo anabólico não acontece e o metabolismo torna-se inviável.

Utilizam-se os conceitos de termodinâmica para verificar se as reações catabólicas liberam energia livre. Energia livre ou energia de Gibbs representa a quantidade máxima de energia libertada por um processo que ocorre a temperatura e pressão constantes e é utilizável como trabalho. Quando há a liberação de energia, o processo é denominado de exergônico e a energia livre padrão ( $\Delta G^{\circ}$ ) é menor que zero. Mas, se as reações consomem energia, estas são denominadas endergônicas e a energia livre apresenta valores maiores que zero. (PESTANA & GANGHIS, 2007).

As principais reações de conversão dos produtos das bactérias fermentativas em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono estão demonstradas na Tabela 04; nela estão descritas as variações de energia livre padrão (pH igual a 7 e pressão de 1 atm), considerando a temperatura de 25°C e o líquido como sendo água pura. Todos os compostos presentes na solução apresentam uma atividade de 1,0 mol.kg<sup>-1</sup> (CHERNICHARO, 1997).

O estudo da termodinâmica que ocorre nos processos anaeróbios é laborioso não somente porque o processo em si é bastante complexo; mas, principalmente, pela dificuldade de se medirem os produtos intermediários que se apresentam em concentrações muito baixas, em alguns, apenas traços. Posto isto, as considerações sobre a termodinâmica do processo se restringe à análise da variação da energia livre padrão das principais reações (MARÇAL JUNIOR, 2015).

A Tabela 04 mostra claramente que, em sua maioria, as reações bioquímicas acetogênicas são termodinamicamente desfavoráveis ( $\Delta G^{\circ} > 0$ ) em condições padrão. Isto é,

caso as espécies químicas indicadas à direita estejam presentes nas concentrações indicadas pela reação, ela se dá no sentido de formar as espécies químicas à esquerda.

Como a metanogênese depende de uma determinada quantidade de acetato, é necessário que o equilíbrio das reações acetogênicas seja deslocado para o lado direito, o que é obtido por meio de uma contínua retirada de H<sub>2</sub>, por intermédio das reações receptoras de elétrons (MARÇAL JUNIOR, 2015).

**Tabela 04:** Comparação energética de algumas reações comuns na degradação anaeróbia (AQUINO & CHERNICHARO, 2005)

Etapa	Reação	$\Delta G_o'$ (kJ/reação)
Acidogênese (I)	$C_6H_{12}O_6 + 2H_2O \rightarrow 2CH_3COO^- + 2CO_2 + 2H^+ + 4H_2$ glicose acetato	- 206,0
	$C_6H_{12}O_6 + 2H_2 \rightarrow 2CH_3CH_2COO^- + 2H_2O + 2H^+$ glicose propionato	- 358,0
	$C_6H_{12}O_6 \rightarrow CH_3CH_2CH_2COO^- + 2CO_2 + H^+ + 2H_2$ glicose butirato	- 255,0
Acetogênese (II)	$CH_3CH_2COO^- + 3H_2O \rightarrow CH_3COO^- + HCO_3^- + H^+ + 3H_2$ propionato acetato	+ 76,1
	$CH_3CH_2COO^- + 2HCO_3^- \rightarrow CH_3COO^- + H^+ + 3HCOO^-$ propionato acetato	+ 72,2
	$CH_3CH_2CH_2COO^- + 2H_2O \rightarrow 2CH_3COO^- + H^+ + 2H_2$ butirato acetato	+ 48,1
Metanogênese (III)	$CH_3COO^- + H_2O \rightarrow CH_4 + HCO_3^-$ acetato metano	- 31,0
	$H_2 + \frac{1}{4} HCO_3^- + \frac{1}{4} H^+ \rightarrow \frac{1}{4} CH_4 + \frac{3}{4} H_2O$ hidrogênio metano	- 33,9
	$HCOO^- + \frac{1}{4} H_2O + \frac{1}{4} H^+ \rightarrow \frac{1}{4} CH_4 + \frac{3}{4} HCO_3^-$ formiato metano	- 32,6
	$CH_3CH_2COO^- + 3H_2O \rightarrow CH_3COO^- + 3HCO_3^- + H^+ + 3H_2$ propionato acetato	+ 76,1
	$CH_3COO^- + H_2O \rightarrow CH_4 + HCO_3^-$ acetato metano	- 31,0
	$3H_2 + 0,75HCO_3^- + 0,75H^+ \rightarrow 0,75CH_4 + 2,25H_2O$ Hidrogênio metano	- 101,7
	$CH_3CH_2COO^- + 1,75H_2O \rightarrow 1,25CH_4 + 1,25HCO_3^- + 0,25H^+$ propionato metano	- 56,6

#### 4.2.2.6. Cinética da Digestão Anaeróbia

A cinética da digestão anaeróbia (D.A.) implica no estudo das velocidades de crescimento dos microorganismos, de consumo dos substratos e de formação dos produtos. A estimativa dos valores destas velocidades é realizada por meio de modelos matemáticos que

visam a eficientemente representar a dinâmica dos processos envolvidos. Por se tratar de um processo bioquímico bastante complexo com múltiplas bactérias, existe uma enorme dificuldade de se desenvolver matematicamente tais processos. No entanto, modelos matemáticos de alta complexidade não são desejáveis se não conseguirem demonstrar com propriedade, as reações pertencentes ao processo (FORESTI *et al.*, 1999; CHERNICHARO, 2007).

São duas as variáveis principais que formam a base de todos os modelos biológicos: a) a concentração de substrato; e b) a concentração de microrganismos.

### 4.2.3 CINÉTICA DO CRESCIMENTO DE MICRORGANISMOS

#### 4.2.3.1. Crescimento Bruto Específico

O crescimento bacteriano pode ser estimado em função da própria concentração de bactérias em um dado instante no reator. A taxa de crescimento líquido é igual à taxa de crescimento bruto subtraindo-se a taxa de mortalidade das bactérias. Em outras palavras, a taxa de crescimento bruto de uma população bacteriana é função do seu número, massa ou concentração em um dado instante (VON SPERLING, 1996). Matematicamente, a relação pode ser expressa pela equação 3:

$$\frac{dx}{dt} = \mu \cdot X \quad (\text{Eq.3})$$

**Onde:**

X = concentração de microrganismos no reator, SST ou SSV ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ );

$\mu$  = taxa de crescimento específico ( $\text{d}^{-1}$ );

t = tempo (d)

Segundo Von Sperling (1996), para a taxa de crescimento não há limitações de crescimento de substrato, mas é preciso conhecer a quantidade de substrato do meio para determinação do crescimento bacteriano. Sendo assim, a taxa de crescimento específica deve estar em função da concentração de substrato. A equação 4 foi proposta por Monod (1948).

$$\mu = \mu_{max} \cdot \frac{S}{(K_S+S)} \quad (\text{Eq.4})$$

**Onde:**

$\mu_{\text{máx}}$  = taxa de crescimento específico máxima ( $\text{d}^{-1}$ );

$S$  = concentração do substrato ou nutriente limitante ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ );

$K_S$  = constante de saturação, a qual é definida como a concentração do substrato para a qual  $\mu = \mu_{\text{máx}}/2$  ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ).

À medida que o substrato é consumido, a taxa de reação diminui de acordo com a concentração deste, atingindo um valor mínimo devido à baixa concentração de substrato no meio.

**4.2.3.2. Decaimento Bacteriano**

As relações apresentadas no crescimento bruto da biomassa não consideram a redução de microrganismos devido ao metabolismo endógeno. Isto significa que parte do material celular pode ser destruído por alguns dos mecanismos atuantes na etapa de respiração endógena. A taxa de decaimento bacteriano pode ser estimada por meio do uso de uma reação de primeira ordem, conforme é demonstrado pela equação 5 (CHERNICHARO, 1997).

$$\frac{dx}{dt} = K_d \cdot X \quad (\text{Eq.5})$$

**Onde:**

$K_d$  = coeficiente de respiração endógena ( $\text{d}^{-1}$ )

**4.2.3.3. Crescimento Líquido**

Ao englobar a taxa de decaimento bacteriano no crescimento bacteriano bruto, obtém-se a taxa de crescimento líquida de microorganismo, expressa pela equação 6 (CHERNICHARO, 1997).

$$\frac{dx}{dt} = \left( \mu_{\text{max}} \cdot \frac{S}{K_S + S} \cdot X \right) - (K_d \cdot X) \quad (\text{Eq.6})$$

## 4.2.4. PRODUÇÃO DE SÓLIDOS

### 4.2.4.1. Produção Bruta

O crescimento bacteriano pode ser demonstrado também em função do substrato utilizado. A taxa de crescimento bacteriano se torna proporcional à incorporação do substrato, isso é, quanto maior a taxa de incorporação de substrato maior será a taxa de crescimento bacteriano, de acordo com a equação 7 (VON SPERLING, 1996).

$$\frac{dx}{dt} = (\mu \cdot X) - (K_d \cdot X) \quad (\text{Eq.7})$$

#### Onde:

X = concentração de microrganismos, SS ou SSV ( $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ );

Y = coeficiente de produção celular (biomassa – SS ou SSV – produzidos por unidade de massa de substrato removida – DBO ou DQO) ( $\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ );

S = concentração de DBO ou DQO no reator ( $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ );

t = tempo (d).

### 4.2.4.2. Taxa de Utilização de Substrato

A taxa de utilização de substrato representa a capacidade de conversão de substrato pela biomassa do meio, por unidade de tempo, conforme demonstrada pela equação 8.

$$\frac{dS}{dt} = \frac{1}{Y} \cdot \frac{dX}{dt} \quad (\text{Eq.8})$$

### 4.2.4.3. Tempo de Residência Celular e Tempo de Detenção Hidráulica

Tempo de residência celular ( $\theta_c$ ) é o termo que representa a idade do lodo. A quantidade de biomassa total no reator e a quantidade de biomassa que deixa o reator são as variáveis que compõe o cálculo para o tempo de residência (TDH). Já o tempo de detenção hidráulica, em sistemas cujo volume de líquido que entra é o mesmo que sai, pode ser generalizado por meio da equação 9 (CHERNICHARO, 1997).

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad (\text{Eq.9})$$

**Onde:**

TDH = Tempo de Detenção Hidráulica

V = volume do reator (m<sup>3</sup>)

Q= vazão de líquido (m<sup>3</sup>/h)

Em sistemas que operam em estado estacionário, a quantidade de sólidos retirados do sistema é a mesma quantidade de sólidos produzidos. Desta maneira, a idade do lodo pode ser calculada por meio da equação 10 (CHERNICHARO, 1997).

$$\theta_c = \frac{\text{massa de sólidos no sistema}}{\text{massa de sólidos retirada do sistema, por unidade de tempo}} \quad (\text{Eq.10})$$

**Onde:**

$\theta_c$  = tempo de residência celular, ou idade do lodo

**4.2.4.4. Tempo de Residência Celular Mínimo**

O tempo em que uma célula bacteriana permanece no sistema de tratamento ( $\theta_c$ ) deve ser maior que o tempo que ela necessita para se multiplicar. De outra forma, a célula seria varrida do sistema antes de se multiplicar, levando a uma redução gradativa da concentração de biomassa no reator, culminando com uma falha total do sistema.

De acordo com von Sperling (VON SPERLING, 1996), o tempo de duplicação celular pode ser expresso pela equação 11.

$$t_{dup} = \frac{\ln(2)}{\mu} = \frac{0,693}{\mu} \quad (\text{Eq.11})$$

**Onde:**

$t_{dup}$  = tempo de duplicação celular (d)

$\mu$  = taxa de crescimento específico (d<sup>-1</sup>)

Em sistemas que operam com elevados tempos de residência celular, como acontece nos sistemas anaeróbios, deve-se considerar o decaimento bacteriano. Sendo assim,  $\theta_c$  mínimo será expresso por meio da equação 12.

$$\theta_{c(mínimo)} = \frac{1}{k.Y - K_d} \quad (\text{Eq.12})$$

**Onde:**

$\theta_c$  mínimo = tempo de residência celular mínimo (d)

$k = dS / (X \cdot dt)$  = taxa específica de utilização de substrato (gDQO/ gSSV.d)

$Y$  = coeficiente de produção de biomassa (gSSV / gDQO<sub>remov</sub>)

$K_d$  = coeficiente de respiração endógena (d<sup>-1</sup>)

Como nos reatores anaeróbios existem diversas bactérias no sistema, o tempo de duplicação celular deve ser avaliado pela espécie que se multiplica mais lentamente, no caso, o mais comum é adotar as *archaeas* metanogênicas como as mais lentas (CHERNICHARO, 1997).

Por envolver um grande número de parâmetros cinéticos a modelagem matemática aplicada aos sistemas anaeróbios ainda é pouco utilizada. Embora haja uma gama de informações possíveis de serem extraídas, relativos à cinética da digestão, a digestão anaeróbia engloba inúmeros fatores que afetam seus parâmetros cinéticos dificultando uma modelagem matemática precisa.

Segundo Templeton e Grady (1988), as técnicas de culturas em reatores de mistura contínua são consideradas as melhores para se alcançar resultados satisfatórios para as taxas de crescimento específico. Contudo, trata-se de experimentos financeiramente custosos devido à sua operação ser extremamente complicada e exigir bastante tempo. No caso dos reatores em batelada, são tidos como fáceis de operar, porém é difícil a obtenção de dados deste tipo de reator. Torna-se fundamental o conhecimento do ponto ótimo da cinética microbiana e uma atenção para detalhes durante o experimento.

Na Tabela 05, apresentam-se alguns parâmetros cinéticos representativos de culturas anaeróbias, a 35°C, de acordo com Henze e Harremoës (1983).

**Tabela 05:** Parâmetros cinéticos de bactérias anaeróbias

População bacteriana	$\mu_{\text{máx}}$ (d <sup>-1</sup> )	Ks (mgDQO/L)	Y (gSSV/gDQo)	$K_{\text{máx}}^* = \mu_{\text{máx}}/Y$ (gDQO/gSSV.d)
Acidogênica	2,0	200	0,15	13
Metanogênica	0,4	50	0,03	13
Combinada	0,4	-	0,18	2

\* $K_{\text{máx}}$  = taxa específica máxima de utilização de substrato

A enorme diversidade de valores reportados em bibliografias especializadas, relacionando os parâmetros cinéticos a diferentes condições, como temperatura, tipo de substrato, tipo de cultura, tipo de lodo e dentre outros; têm ajudado mais na compreensão dos fenômenos envolvidos do que na modelagem matemática do processo para fins de projeto e operação (FORESTI, 1994).

#### 4.2.5. FATORES QUE INTERFEREM NO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA

Diversos fatores influem e estão ligados ao processo de D.A., concentração de oxigênio, tipo de substrato, concentração de nutrientes, composição do meio, tipo de acceptor final de elétrons e presença de substâncias inibidoras são alguns desses fatores (ATKINSON & MAVITUNA, 1987) que podem afetar a velocidade de consumo de substrato e conseqüentemente interferir na formação de produtos das reações bioquímicas (SILVA, W.R., 2009). Mas segundo Lettinga *et al.* (1983), são fatores ambientais como pH, temperatura, alcalinidade e ácidos voláteis que se apresentam como fundamentais para o controle e a operação adequada dos processos anaeróbios. Tais parâmetros estão intimamente ligados entre si e é a influência exercida por eles no processo que será descrita adiante.

##### 4.2.5.1. Temperatura

Das interferências que podem afetar o desempenho da digestão anaeróbia, a temperatura é um dos fatores mais importantes, dentre os fatores físicos do processo, é ela a responsável pela maior interferência no crescimento microbiano. Não é possível a medição direta da temperatura nos microorganismos envolvidos, sendo assim, a temperatura no interior da célula é determinada pela temperatura ambiente externa.

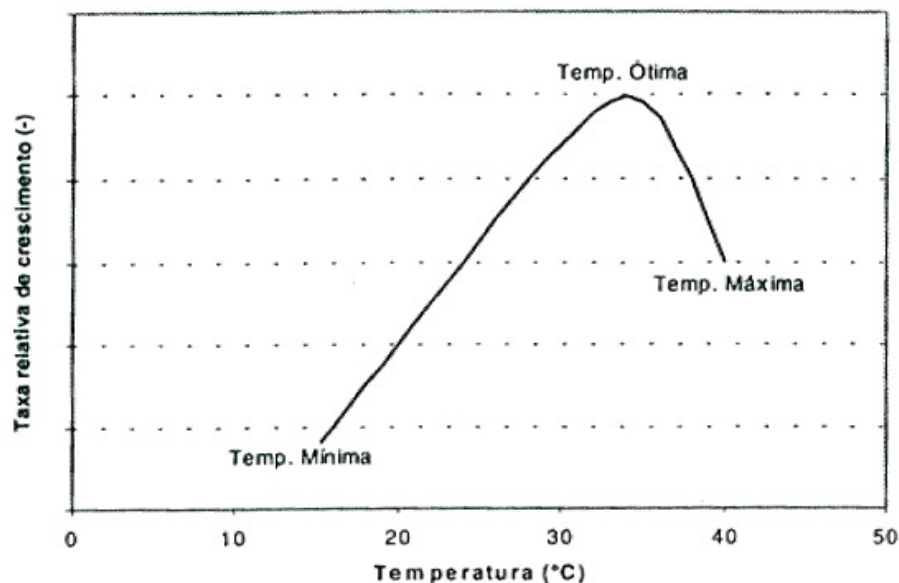
Existem três faixas de temperatura que podem ser associadas ao crescimento microbiano na maioria dos processos biológicos, conforme é mostrado na Tabela 06 (LETTINGA et al., 1996).

**Tabela 06.** Faixas de temperatura relacionadas ao crescimento microbiano

Faixa psicrófila	Entre 0 e aproximadamente 20°C
Faixa mesófila	Entre 20 e aproximadamente 45°C
Faixa termófila	Entre 45 e 70°C

No gráfico da Figura 03, podem ser visualizadas as temperaturas máxima, mínima e ótima. Tais temperaturas definem os limites de faixa em que o crescimento é possível, estabelecendo que a taxa de crescimento microbiano em temperaturas próximas à mínima é bastante baixo, mas cresce consideravelmente com o aumento da temperatura alcançando o crescimento máximo na temperatura ótima.

Um levantamento feito por Henze e Harremoes (1985), em que se avaliou a influência da temperatura com base em dados de diversos pesquisadores, concluiu-se que na faixa de 30 a 40°C obtém-se a taxa máxima da digestão anaeróbia e que à temperatura abaixo de 30°C, a taxa máxima de digestão anaeróbia decresce em 11% a cada °C.



**Figura 03.** Influência da temperatura sobre a taxa de crescimento (CHERNICHARO, 1997).

A temperatura afeta os processos biológicos de duas maneiras: influenciando as taxas das reações enzimáticas e influenciando as taxas de difusão do substrato (CHERNICHARO, 1997).

Os dados encontrados na bibliografia demonstram que  $K_s$  e  $Y$  decrescem com o aumento da temperatura, enquanto o coeficiente  $K_d$  quase não é afetado pela temperatura (GRADY *et al.*, 1999).

Conforme dados experimentais disponíveis,  $\mu_{m\acute{a}x}$  aumenta com a elevação da temperatura, até atingir um valor máximo de crescimento, a partir deste valor  $\mu_{m\acute{a}x}$  decresce rapidamente. Tal decréscimo é resultado de dois processos que competem entre si: a síntese bacteriana e o decaimento bacteriano. À medida que ocorre um aumento da temperatura, ocorre uma significativa inativação e desnaturação das enzimas e proteínas, levando a taxa líquida de crescimento a um valor máximo. Após esse ponto da síntese a taxa de crescimento sofre uma queda abrupta (CHERNICHARO, 1997).

Segundo Van Lier *et al.* (2001), a DQO solúvel pode ser eficientemente convertida a gás metano mesmo em temperaturas tão baixas quanto 5°C. No entanto, para garantir uma boa eficiência diante destas condições, é necessário que os sólidos suspensos sejam separados do fluxo do esgoto antes de se iniciar a fase metanogênica. Seja por pré-tratamento como clarificação primária ou uma sequência de 2 reatores em série, o importante é se alcançar um contato eficaz entre líquido e biomassa.

Porém, mais importante do que manter um reator na faixa de temperatura ótima é mantê-lo em uma temperatura constante. Mudanças bruscas de temperatura comprometem a eficiência do processo. Segundo Mosey (1982), há um aumento da acumulação de ácido propiônico em reatores que sofreram abruptos choques de temperatura (ÖZTÜRK, 1993). Isto corrobora para o fato de que a análise de ácidos voláteis totais utilizando o ácido acético como indicador não representa a melhor maneira de se monitorar estas oscilações, o ideal é identificar cada ácido. Demonstrações de Kennedy e Van der Berg (1982), mostram que reatores de filme fixo operando a temperatura de 35°C reagem melhor a choques de carga do que a 25°C ou 10°C.

#### **4.2.5.2. Alcalinidade, pH e Ácidos graxos voláteis**

Trata-se de três fatores que se relacionam entre si e que são essenciais para o controle e bom funcionamento da digestão. O pH possui uma influência direta e indireta no processo: diretamente ele atua sobre a atividade das enzimas, promovendo uma alteração de suas

estruturas protéicas, o que pode ocorrer de modo drástico caso haja mudanças no pH; e, indiretamente ele pode afetar a toxicidade de uma gama de compostos.

Na faixa de valores de pH entre 6,6 e 7,4 as *archaeas* metanogênicas obtêm um crescimento ótimo, já a estabilidade de formação do metano pode ocorrer em uma faixa maior, sendo 6,0 a 8,0 valores de pH aceitáveis. As *archaeas* formadoras de metano podem ter sua formação e crescimento completamente inibidos caso os valores de pH sejam menores que 6,0 ou maiores que 8,3; portanto, tais valores devem ser evitados durante o processo. O pH ideal depende do tipo de microorganismo e do tipo de substrato envolvidos, isto é, para cada estágio da digestão anaeróbia há uma faixa de valores ótimos de pH (LETTINGA *et al.*, 1996). O Quadro 01 apresenta valores de faixas ótimas de pH para a degradação de diferentes substratos.

**Quadro 01.** Faixas ótimas de pH para a degradação de diferentes substratos (LETTINGA *et al.*, 1996).

Substrato	pH ótimo
Formiato	6,8 - 7,3
Acetato	6,5 - 7,1
Propionato	7,2 - 7,5

As bactérias produtoras de ácidos são bem menos sensíveis às variações de pH que as *archaeas* metanogênicas; este fato, contribui para uma contínua produção de ácidos mesmo em valores de pH tão baixos quanto 4,5, já que as bactérias acidogênicas podem se mostrar bastante ativas ainda que em meios com valores de pH menores. Isto significa que mesmo quando a produção de metano é interrompida devido aos valores baixos de pH, a produção de ácidos no sistema continua, provocando o azedamento do conteúdo do reator.

Sendo assim, tem-se que o principal objetivo do controle de pH é a eliminação do risco de inibição das *archaeas* produtoras de metano que ocorre em valores baixos de pH, evitando uma falha no processo. Importante salientar que mudanças bruscas nos valores de pH ocasionam alterações negativas, por vezes irreversíveis ao sistema, dependendo dos danos causados às bactérias (permanente ou temporário) (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

No que concerne aos ácidos graxos voláteis, o ideal no biodigestor é que o teor destes ácidos seja zero ou que ao menos se mantenha constante, pois isto sinaliza que os ácidos estão sendo consumidos assim que produzidos, sendo imediatamente transformados em metano e gás carbônico. A elevação da concentração dos AGV significa que um desequilíbrio pode estar afetando o sistema, o que pode ser ocasionado por sobrecarga orgânica (lavagem das

*archaeas* metanogênicas), sobrecarga tóxica (geralmente os microorganismos mais inibidos são as *archaeas* metanogênicas) e outros fatores como variação de temperatura e pH (SOUZA, 1984).

Embora os ácidos sejam produtos intermediários da D.A, quando há no sistema uma predominância da acidogênese sobre a metanogênese, ocorre um aumento considerável na concentração destes ácidos. Uma alta concentração pode levar a uma diminuição do valor de pH, promovendo ainda mais a acidogênese. Além do efeito do pH, a atividade metanogênica é grandemente diminuída pela elevação do teor de ácidos no processo. O efeito tóxico é causado pela fração não ionizada dos AGV, que penetra rapidamente para o interior das células bacterianas modificando o pH interno destas (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

A interação entre a alcalinidade e os ácidos voláteis na digestão anaeróbia consiste na capacidade do sistema em neutralizar os ácidos produzidos e em tamponar o pH caso suceda uma acumulação de ácidos. Tanto a alcalinidade como os ácidos voláteis, tem origem na decomposição dos compostos orgânicos do processo. A digestão de outros compostos orgânicos que não levam a um cátion como produto final são incapazes de produzir alcalinidade, fato que ocorre na decomposição dos alcoóis e carboidratos. Este fato é de fundamental importância já que na decomposição de carboidratos a síntese microbiana é intensa, o que pode desencadear um processo de decréscimo da alcalinidade no sistema (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

No monitoramento dos reatores anaeróbios a verificação da alcalinidade é vital para o controle do processo, pois devido à escala logarítmica do pH, pequenos decréscimos desta variável implicam em um elevado consumo da alcalinidade.

Caso o valor de pH do afluente se torne muito baixo e o sistema se torne incapacitado de produzir alcalinidade suficiente para neutralizar a acidez, é preciso adicionar produtos alcalinos para que o pH se mantenha neutro. Dentre os produtos comumente utilizados, estão o  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ,  $\text{CaO}$ ,  $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ,  $\text{NaHCO}_3$ ,  $\text{NaOH}$  e  $\text{NH}_4\text{HCO}_3$ . Produtos como  $\text{NaHCO}_3$  e  $\text{NH}_4\text{HCO}_3$  fornecem alcalinidade bicarbonato de forma direta, enquanto outros reagem com o  $\text{CO}_2$ , para então formar  $\text{HCO}_3^-$ . O uso da cal é interessante devido ao seu baixo custo, no entanto para valores de pH 6,7 a 6,8 sua utilização não é mais funcional devido ao consumo de  $\text{CO}_2$ , formando o precipitado  $\text{CaCO}_3$ , não levando a um aumento de pH até que o  $\text{CO}_2$  seja reduzido a 10% no gás produzido, levando qualquer adição de cal a um aumento brusco nos valores de pH (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

#### 4.2.6. PRINCIPAIS SISTEMAS ANAERÓBIOS UTILIZADOS NO TRATAMENTO DE ESGOTO

São dois os principais tipos de sistemas anaeróbios empregados em ETE's, e estão demonstrados no Quadro 02.

**Quadro 02.** Tipos de sistemas anaeróbios (CHERNICHARO, 1997).

<b>Sistemas convencionais</b>	Digestores de lodo	
	Tanques sépticos	
<b>Sistemas de alta taxa</b>	Com crescimento aderido	Reatores de leito fixo
		Reatores de leito rotatório
		Reatores de leito expandido/fluidificado
	Com crescimento disperso	Reatores de dois estágio
Reatores de chicanas		
Reatores de manta de lodo		
Reatores de leito granular expandido		
Reatores com recirculação interna		

##### 4.2.6.1. Sistemas Convencionais

Trata-se de reatores operados com baixas cargas orgânicas volumétricas, pois não possuem mecanismos para operar cargas de biomassa de elevada atividade. Pode-se afirmar que existe uma evolução dos sistemas convencionais em direção aos sistemas de alta taxa, fato demonstrado nas diferenças de operação entre os dois sistemas (CHERNICHARO, 1997).

Nos sistemas convencionais existem três características principais presentes durante o processo (CHERNICHARO, 1997).

- 1) Ausência de mecanismos de retenção de sólidos no sistema: a retenção de biomassa é otimizada através de mecanismos que favoreçam a imobilização dos microorganismos dentro da câmara de digestão, como acontece na adesão e na granulação. A falta de tais mecanismos prejudica a retenção de maiores quantidades de biomassa no sistema de tratamento.
- 2) Elevados tempos de detenção hidráulica: em decorrência da ausência de mecanismos de retenção de sólidos, os reatores convencionais são projetados e operados com tempos de

detenção hidráulica elevados, pois o tempo deve ser suficiente para garantir a permanência e multiplicação dos microrganismos no sistema, assegurando que todas as fases da digestão anaeróbia se processem adequadamente.

3) Baixas cargas volumétricas: tanques de grandes volumes são requeridos em projetos de reatores com elevados tempos de detenção. Por conseguinte, obtém-se baixas cargas volumétricas no sistema ( $\text{kgDQO}/\text{m}^3\text{reador.d}$  ou  $\text{kgSSV}/\text{m}^3\text{reator.d}$ ).

Dentre os digestores referentes ao sistema convencional, os digestores anaeróbios de baixa e alta carga estão descritos a seguir como exemplos deste sistema.

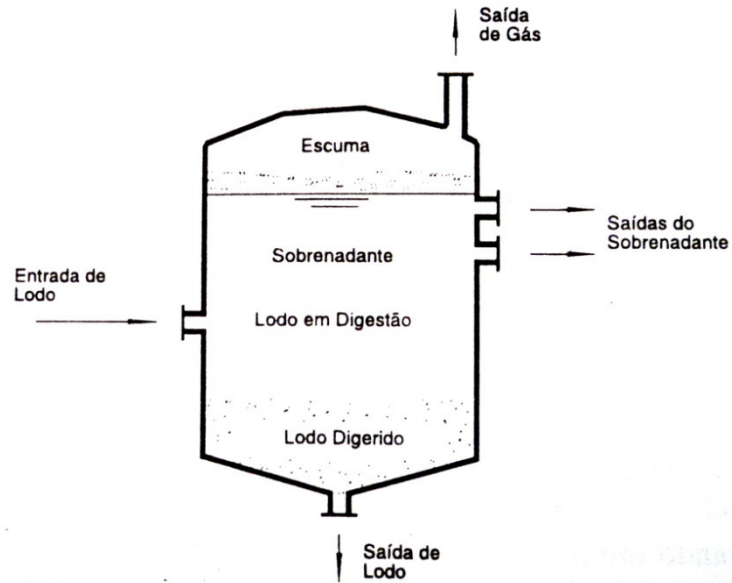
#### **4.2.6.2. Digestores anaeróbios de baixa carga**

Não possuem dispositivos de mistura, sendo frequentemente constituídos de um único tanque, onde ocorrem de forma concomitante a digestão, o adensamento do lodo e a formação de sobrenadante. Conforme o biogás flui para o topo do reator, partículas de lodo e de outros materiais são conduzidos para a superfície, constituindo assim uma camada de espuma. Com o estabelecimento do processo de digestão, ocorre a estratificação do lodo abaixo da camada de espuma, podendo-se definir quatro zonas distintas dentro do digestor (Figura 04) (CHERNICHARO, 1997):

- a) Zona de espuma
- b) Zona de sobrenadante
- c) Zona de digestão ativa
- d) Zona de lodo estabilizado

A ausência de mistura e a estratificação do lodo são responsáveis diretos para que não mais de 50% do reator seja efetivamente utilizado no processo de digestão, gerando assim a necessidade de se obter grandes volumes destes digestores para que ocorra uma maior estabilização do lodo. Outro parâmetro importante de operação é o tempo de detenção que precisa ser alto, entre 30 e 60 dias, já que apenas tempos de detenção elevados garantem uma boa estabilização (CHERNICHARO, 1997).

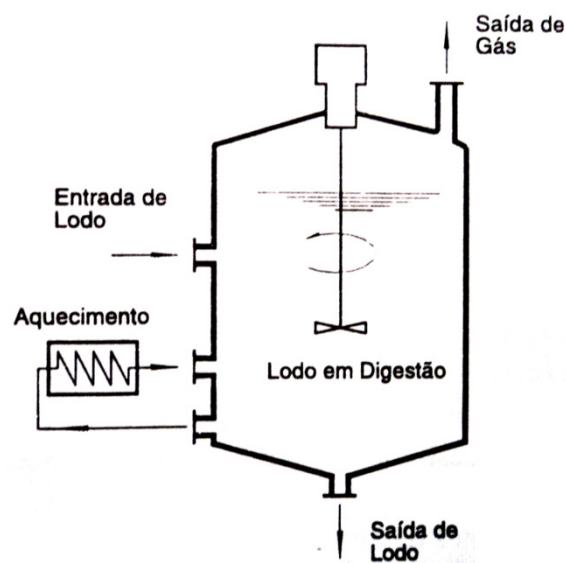
Os digestores de baixa carga são mais comumente utilizados em pequenas estações de tratamento, pois suas limitações são muitas e podem comprometer a boa eficiência do processo de DA.



**Figura 04.** Representação esquemática de um digestor de baixa carga (CHERNICHARO, 1997, adaptado).

#### 4.2.6.3. Digestores anaeróbios de alta carga

Os digestores anaeróbios de alta carga possuem mecanismos suplementares de aquecimento e mistura e são operados com taxas de alimentação regulares, isso promove melhoras não somente na estabilidade do lodo como também no volume do tanque, que pode ser reduzido (CHERNICHARO, 1997). A Figura 05 apresenta uma ilustração de um digestor anaeróbio de alta carga.



**Figura 05.** Representação esquemática de um digestor de um estágio e alta carga (CHERNICHARO, 1997, adaptado).

#### 4.2.6.4. Sistemas de Alta Taxa

São os mais indicados quando objetiva-se a produção de biogás, caracterizados por possuírem baixos tempos de detenção hidráulica e elevados tempos de residência celular, dispondo para isto de mecanismos de retenção de biomassa (CHERNICHARO, 1997). O Quadro 03 apresenta as subdivisões existentes deste sistema.

**Quadro 03:** Classificação dos sistemas anaeróbios (CHERNICHARO, 1997)

<b>SISTEMAS ANAERÓBIOS</b>	Crescimento Disperso
	Crescimento Aderido <ul style="list-style-type: none"> <li>• leito fixo</li> <li>• leito rotatório</li> <li>• leito expandido</li> </ul>

O crescimento bacteriano disperso acontece na presença de flocos ou grânulos de bactérias, totalmente livres. Já no crescimento aderido ocorre o desenvolvimento de bactérias agregadas a um material inerte, formando uma espécie de filme biológico (biofilme).

#### 4.2.6.5. Reator Anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB)

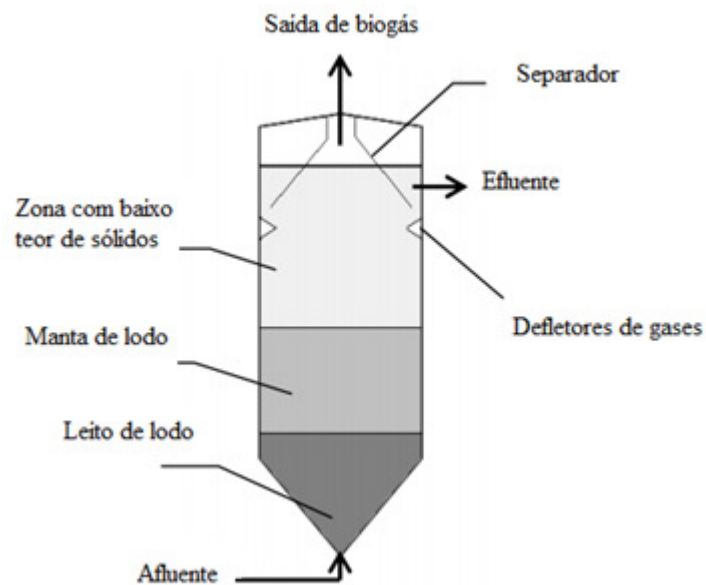
Dentre os sistemas anaeróbios de alta taxa, o reator de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) constitui um dos mais difundidos. Desenvolvido na década de 70 por Gatzke Lettinga da Universidade de Wageningen, Holanda, os reatores UASB destacam-se por possuir facilidades operacionais, hidrodinâmica mais eficiente que outros sistemas e no Brasil, tem apresentado boa adaptação às condições climáticas para diversos tipos de esgotos líquidos (BELLI FILHO *et al.*, 2001).

Os UASB têm sido largamente estudados, em função da sua vantagem de aliar construção e operação simplificadas, com capacidade de suportar elevadas cargas orgânicas e hidráulicas. Sua operação consiste na incorporação de um dispositivo interno de separação trifásico (sólido/gás/líquido), dispensando o uso de meio suporte para o crescimento da biomassa (METCALF & EDDY, 2003). Isso contribui para o desenvolvimento e retenção de uma biomassa concentrada e altamente ativa, sob a forma de flocos densos ou mesmo de lodo granulado (LOURENÇO & CAMPOS, 2009).

Nos reatores de fluxo ascendente o crescimento bacteriano é disperso, e o tamanho dos grânulos de bactérias podem variar entre 1,0 a 3,0 mm de diâmetro (CHOU & HUANG, 2005; VERONEZ *et al.*, 2005; VLYSSIDES *et al.*, 2008; YETILMEZSOY & SAKAR, 2008).

Conforme demonstrado na Figura 06, três zonas distintas podem ser identificadas dentro de um reator UASB. Uma zona composta por um lodo denso, carregado de biomassa, aparece ao fundo e é denominada de leito de lodo; na intermediária aparece outra cobertura de lodo, porém composto por grânulos e flocos finamente suspensos, trata-se de um lodo mais disperso e leve, esta fase é denominada manta de lodo; por último surge uma água mais clarificada, contendo quase nenhum sólido suspenso, identificada como “zona com baixo teor de sólidos” (KALYUZHNYI *et al.*, 2006).

O projeto de reatores de manta de lodo é simples e em sua construção dispensa a implantação de equipamentos sofisticados, têm sido utilizados tanto para lodos concentrados como para tratamento de esgotos de baixa concentração, com resultados promissores seja em escala piloto ou em escala plena (CHERNICHARO, 1997).



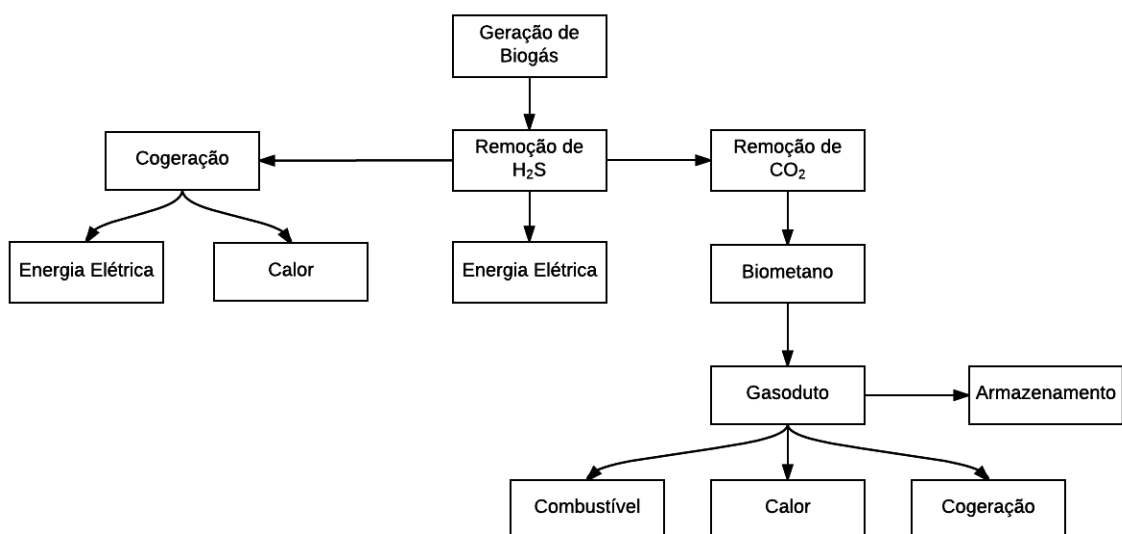
**Figura 06.** Esquema de um Reator Anaeróbico UASB (KORSAK, 2008, adaptado)

### 4.3. BIOGÁS

O biogás é uma mistura gasosa produzida durante a digestão anaeróbia da matéria orgânica, composta principalmente por metano ( $\text{CH}_4$ ) e gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ). A sua composição varia dependendo do tipo e concentração da matéria orgânica, das condições físico-químicas no digestor (pH, alcalinidade, temperatura) e da presença de outros ânions, como o nitrato e o sulfato (NOYOLA *et al.*, 2006), que são aceptores de elétrons.

A alta concentração de metano contida no biogás eleva seu potencial combustível e possibilita seu uso em uma variedade de aplicações, podendo ser utilizado na geração de calor por meio da combustão direta, e até mesmo, na sua forma purificada; o biometano, sendo um biocombustível gasoso constituído essencialmente de metano, derivado da purificação do biogás, de acordo com a definição encontrada na Resolução n° 8 de 30/01/2015 da ANP (Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis) pode ser utilizado para combustível em motores de carros, caminhões e outros. Trata-se de uma fonte renovável de energia bastante versátil, que permite a inserção em sistemas integrados locais e regionais de abastecimento com energia elétrica e térmica (CHAUHAN & SAINI, 2014; HAHN *et al.*, 2014; FNR, 2015).

As formas de aproveitamento energético do biogás mais utilizadas na prática podem ser verificadas na Figura 07.



**Figura 07.** Opções para a utilização energética do biogás (ROBRA & RAUSSEN, 2014, adaptado)

No entanto a utilização do biogás está diretamente relacionada ao grau de purificação a que ele será submetido, gases que compõe a mistura podem ser nocivos e altamente prejudiciais dependendo de como será empregado. A Tabela 07 apresenta a composição média do biogás.

**Tabela 07** - Composição do biogás (KTBL, 2007).

<b>Componente</b>	<b>Concentração Volumétrica</b>
Metano (CH <sub>4</sub> )	45% - 75%
Dióxido de Carbono (CO <sub>2</sub> )	25% - 50%
Água (vapor) (H <sub>2</sub> O)	2% - 7%
Sulfeto de hidrogênio (H <sub>2</sub> S)	0,05% - 1%
Traços de outros componentes (N <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> O, O <sub>2</sub> , NH <sub>3</sub> )	<5%

Para utilização do biogás como combustível na cogeração, a eliminação do H<sub>2</sub>S pode ser suficiente, já para a utilização como substituição do gás natural, o biometano, exige-se um grau de pureza mais elevado, no qual o CO<sub>2</sub> deve ser retirado quase que na sua totalidade e também as impurezas presentes em traços.

O gás sulfídrico (H<sub>2</sub>S) é altamente reativo e tóxico, durante a combustão o H<sub>2</sub>S reage com oxigênio O<sub>2</sub> e a água (H<sub>2</sub>O), dando origem ao ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>). O H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> é um ácido forte e provoca corrosão em todas as paredes dos motores de combustão que entra em contato, ademais favorece a redução da vida útil do óleo lubrificante e dos catalisadores. Há também prejuízos ao meio ambiente já que durante sua combustão o H<sub>2</sub>S forma compostos de enxofre (SO<sub>x</sub>), altamente tóxicos (SILVA FILHO, 2009).

Existem processos biológicos e físico-químicos disponíveis para a dessulfurização do biogás, a escolha dependerá de como será o aproveitamento energético final. Segundo Mielke *et al.* (2013), os processos de remoção do H<sub>2</sub>S podem ocorrer por meio do uso de processos biológicos ou físicos-químicos. A Tabela 08 demonstra esses processos.

O CO<sub>2</sub> constitui outro importante componente que quando removido do biogás, é capaz de aumentar seu poder calorífico. Em função do teor de metano presente, o biogás apresenta uma variação média de 20.920 kJ a 29.288 kJ/m<sup>3</sup> em seu poder calorífico, esse valor pode aumentar para 50.208 kJ/m<sup>3</sup>, se eliminado o dióxido de carbono da mistura (SILVA, C.A.B.V., 2009). Os processos empregados com a finalidade de retirada do dióxido de

carbono são conhecidos como enriquecimento de metano ou como “*upgrading*” e nas áreas de ETE’s, existem experiências com essas tecnologias há mais de 40 anos (ALVES, 2015).

**Tabela 08.** Processos de remoção do H<sub>2</sub>S (MIELKE *et al.*, 2013, adaptado).

	<b>Processos biológicos</b>	<b>Processos físico-químicos</b>
<b>Processos internos</b>	Injeção de ar	Precipitação (Sais de ferro)
<b>Processos externos</b>	Filtro percolador	Lavagem, absorção (NaOH) Adsorção (Óxidos de ferro, carvão ativado)

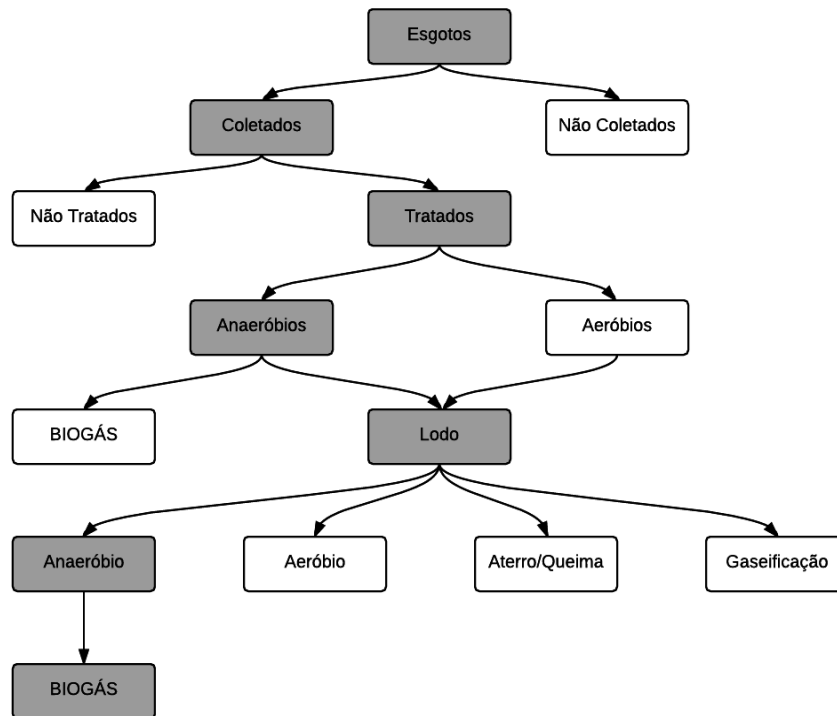
Segundo Adler *et al.* (2014), a remoção do CO<sub>2</sub> pode ocorrer por adsorção, absorção ou por meio de uma separação por membranas. A adsorção ocorre por modulação de pressão (PSA, conforme sigla em inglês), já a absorção pode acontecer por processo físico ou químico; sendo que os processos físicos de absorção ocorrem por lavagem sob pressão e “Genosorb” (Éter dimetílico de polietilenoglicol); enquanto que, os processos químicos ocorrem por lavagem com aminas. Já na separação por membranas, tecnologia empregada recente no tratamento do biogás, pode-se gerar biometano com pureza superior a 96%, constituindo assim uma alternativa vantajosa.

#### **4.3.1. PRODUÇÃO DE BIOGÁS EM UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO**

Em ETE’s, a produção do biogás ocorre ao longo do processo de tratamento dos esgotos em reatores anaeróbios ou por digestão do lodo. A Figura 08 demonstra as opções de tratamento dos esgotos.

No Brasil, sistemas anaeróbios para tratamento de esgoto vêm aumentando consideravelmente. Devido ao clima tropical e ao forte incentivo da Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP), via o programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB), sistemas como reatores anaeróbios de fluxo ascendente, UASB, tem aumentado e cada vez mais ETE’s adotam processos anaeróbios. Os UASB’s são um exemplo, pois ocupam áreas menores que as tradicionais lagoas e sistemas naturais e também demandam menor quantidade de energia que os sistemas aeróbios convencionais (MOREIRA & VALENTE, 2015).

Segundo Moreira & Valente (2015), reatores anaeróbios são excelentes fontes de biogás, que pode ser capturado e empregado de diversas maneiras dentro da própria estação. As vantagens do aproveitamento deste gás são inúmeras, dentre elas: (a) fonte renovável de energia; (b) versátil na utilização; (c) fonte adicional de renda ou custo evitado; (d) apto para geração distribuída ou centralizada; (e) armazenável, e; (f) redução das emissões de gases de efeito estufa (GEE) para a atmosfera.



**Figura 08:** Produção de biogás a partir de diferentes opções de tratamento dos esgotos (MOREIRA & VALENTE, 2015, adaptado).

O biogás também pode ser gerado por meio do tratamento anaeróbio do lodo de esgoto; no entanto, o lodo necessita primariamente ser adensado e desaguado (redução de volume de lodo) e ter seu odor reduzido, por meio de uma estabilização da matéria orgânica. Demais tratamentos irão depender do uso final do lodo. Um dos destinos do lodo constitui seu depósito em aterros sanitários; nesta etapa, seu conteúdo é majoritariamente água. Porém, essa logística além de custosa, pode se tornar insustentável. A Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/2010) define que apenas rejeitos poderão ser levados para os aterros, neste cenário o lodo dificilmente poderá ser considerado um rejeito. Ademais, seu descarte em aterros determina a perda de uma possível energia que poderia ter sido gerada por processos anaeróbios na ETE.

A digestão do lodo aeróbio (lodo primário mais lodo secundário) em digestores anaeróbios é uma alternativa muito utilizada em países desenvolvidos para estabilização da matéria orgânica. Porém no Brasil essa solução ainda é pouco aplicada. O Brasil possui poucas experiências com aproveitamento energético do biogás de ETE; os dois casos de grande escala existentes atualmente no país, Arrudas e Ribeirão Preto, são de aproveitamento a partir da digestão anaeróbia do lodo. A ETE Arrudas é operada pela COPASA em Minas Gerais.

A ETE Ribeirão Preto foi a primeira no país a reaproveitar energeticamente o biogás, em março de 2011, utilizando-se de dois motores de cogeração a ciclo Otto, de 752 kWh cada. A potência instalada da ETE é de 1,5 MW e gera em torno de 16.725 kWh/dia, suprimindo cerca de 60% do consumo energético da planta (MOREIRA & VALENTE, 2015).

Já a ETE Arrudas iniciou seu aproveitamento em julho de 2011, com uma potência instalada de 2,4 MW. Para a cogeração, são empregadas 12 turbinas de 200 kW cada, suprimindo aproximadamente 70% de energia elétrica da estação, sendo que a energia térmica liberada pelo biogás é aproveitada para aquecimento do reator e secagem térmica do lodo, por meio do calor vindo dos gases de escape (MOREIRA & VALENTE, 2015).

Embora o Brasil esteja apenas no início, ETE's com aproveitamento energético tem sido uma realidade não tão recente em outros países. Um exemplo é a Alemanha, das cerca de 10 mil ETE's existentes no país, 1190 produzem biogás. Esta produção corresponde a 710 milhões de m<sup>3</sup>/ano de biogás. Este número se torna bastante representativo quando se sabe que 2214 ETE's representam em torno de 90% da capacidade de tratamento de país. O biogás é aproveitado para gerar eletricidade e calor, ou somente geração de calor no aquecimento do próprio digestor. Ao todo, são mais de 1,0 TWh por ano de eletricidade gerada nas ETE's alemãs (BMU, 2011).

Sendo assim, fica claro que as estações de tratamento de esgotos não objetivam apenas a redução da carga orgânica do esgoto, a fim de alcançar os padrões de emissão de esgotos estabelecidos pela legislação, mas também podem funcionar como unidades produtoras de energia, utilizando inclusive, da codigestão para maximizar a produção de biogás e ser capaz de conseguir autossuficiência energética (ZANIN *et al.*, 2014).

## 5. MATERIAIS E MÉTODOS

Atualmente o Sul de Minas Gerais concentra uma população aproximada de 3 milhões de habitantes, distribuída em 146 municípios (IBGE, 2015). O sistema de tratamento de esgoto realizado pela COPASA na região é composto de cerca de 20 estações e em nenhuma delas há aproveitamento energético do biogás que é gerado nas ETE's, todo o biogás produzido é queimado em *flares*.

Diante do quadro atual e objetivando projetar um cenário futurista onde ETE's de cidades de pequeno porte fossem capazes de gerar energia pelo aproveitamento do biogás produzido através da digestão do lodo, foram coletadas amostras de lodo de esgoto de quatro municípios do Sul de Minas Gerais, sendo que dois deles, Pouso Alegre e Varginha, possuem a segunda e terceira maior população da região, respectivamente. A Tabela 09 apresenta os quatro municípios onde foram realizadas as coletas e sua respectiva população.

**Tabela 09.** População dos municípios onde ocorreu a coleta do lodo de esgoto (IBGE, 2015)

<b>Município</b>	<b>População</b>
Pouso Alegre	143.846
Varginha	132.353
Itajubá	96.020
Santa Rita do Sapucaí	41.425

As cidades apresentadas representam, em número de habitantes, quase 15% de todo o Sul de MG. Foram coletadas amostras do lodo das estações a fim de se trabalhar em escala piloto com digestores anaeróbios e verificar a quantidade e teor do biogás que é produzido pela digestão do lodo. Procedeu-se com os experimentos objetivando dimensionar para toda a região o biogás passível de ser gerado, caso fossem projetados biodigestores anaeróbios para tratamento do lodo em todo Sul de MG, bem como a geração de energia elétrica e economia nas ETE's.

Foram construídos cinco digestores anaeróbios, um para cada amostra de lodo coletada nos respectivos municípios, porém para a cidade de Itajubá houve uma duplicata, sendo que para o segundo digestor efetuou-se o experimento inicialmente sem aquecimento e posteriormente, com aquecimento. A Figura 09 apresenta os reatores e gasômetros construídos, incluindo o segundo reator referente a Itajubá quando já estava sendo aquecido. Durante todo o período de operação os demais digestores seguiram sem agitação mecânica e à

temperatura ambiente. O volume de amostra para os quatro municípios foi de 12,5 Litros de lodo e peso de 10,5 kg.



**Figura 09:** Digestores e gasômetros pilotos para (a) Itajubá (sem aquecimento), (b) Pouso Alegre, (c) Varginha, (d) Santa Rita do Sapucaí e (e) Itajubá (com aquecimento). (Fonte: autor).

O tempo de detenção do lodo dentro dos reatores variou entre os cinco experimentos, a Tabela 10 explicita o período de digestão a que cada amostra foi submetida.

**Tabela 10.** Período de digestão das amostras de lodo.

Município	Mês de início	Mês de término	Tempo de Detenção (dias)
Varginha	Abril	Outubro	171
Pouso Alegre	Maio	Outubro	150
Santa Rita	Maio	Outubro	150
Itajubá (sem aquecimento)	Julho	Outubro	100
Itajubá (com aquecimento parcial)	Julho	Outubro	100

## 5.1. CONSTRUÇÃO DOS BIODIGESTORES E GASÔMETROS

Os digestores e gasômetros foram construídos do mesmo material e com as mesmas dimensões para os cinco experimentos. A Figura 10 ilustra o digestor e gasômetro que foram utilizados discriminando cada item. Já a Figura 11 apresenta o digestor e gasômetros usados para a digestão do lodo da cidade de Itajubá em que houve aquecimento. Embora produzido de igual modo aos demais reatores, neste experimento o lodo foi submetido a um contínuo banho térmico após 46 dias sem aquecimento, isto é, foram 46 dias sem aquecimento como os demais experimentos e outros 53 dias nos quais se sucedeu banho térmico, objetivando verificar a influência da temperatura sobre a produção de gás e como esta reagiria passando a operar na faixa da mesófila. A Figura 11 apresenta a representação esquemática de como o aquecimento foi feito.

Os materiais utilizados bem como as dimensões empregadas na construção do reator e gasômetro podem ser melhor visualizados por meio das Tabelas 11, 12 e 13, que também descrevem a finalidade de cada material empregado.

**Tabela 11.** Montagem do Reator Anaeróbio.

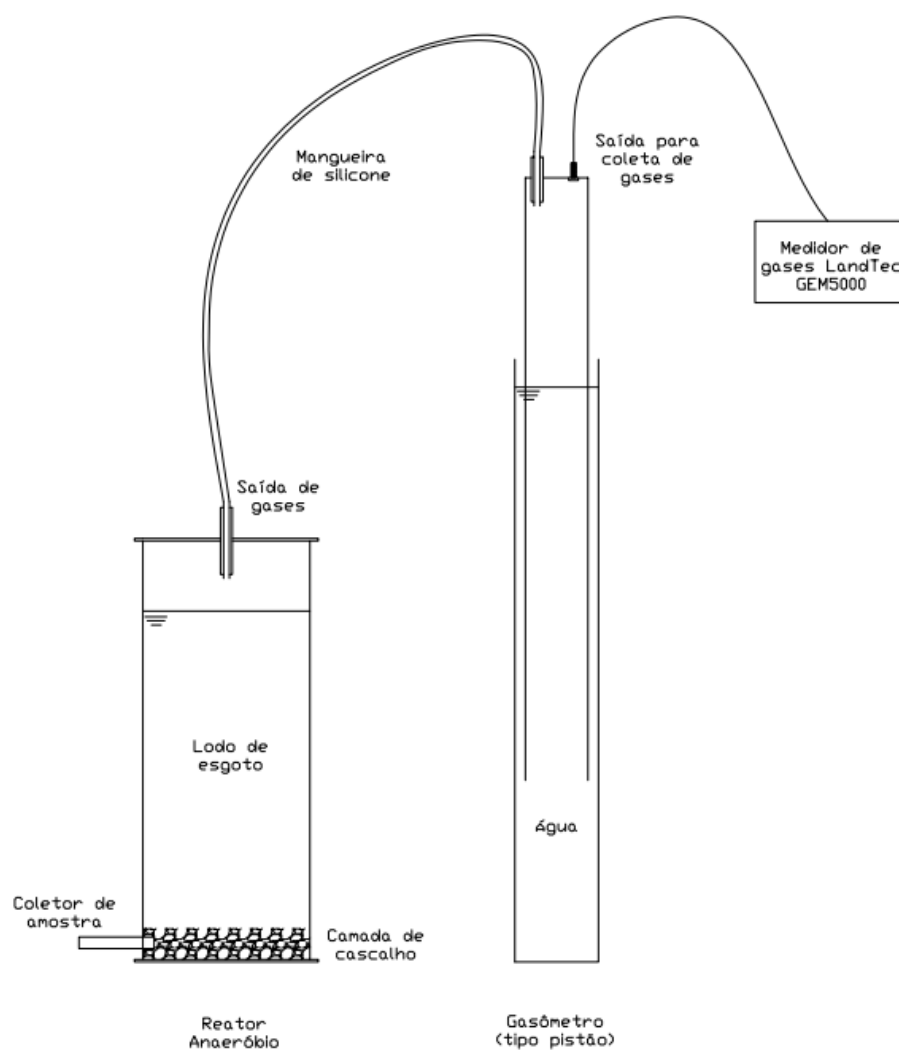
ITEM	FINALIDADE
01 Cano PVC (altura de 50 cm e diâmetro de 200 mm)	Preenchimento com o lodo de esgoto retirado das ETE's
02 Tampões	Vedação de ambas extremidades do cano PVC de 200 mm
Cascalho (altura de 3 cm)	Não entupimento da saída para coleta de amostra
Mangueira de silicone (diâmetro de 10 mm)	Instalada a 2 cm do fundo para coleta de amostra
Mangueira de silicone (diâmetro de 5 mm)	Instalada no topo do reator para a saída dos gases produzidos

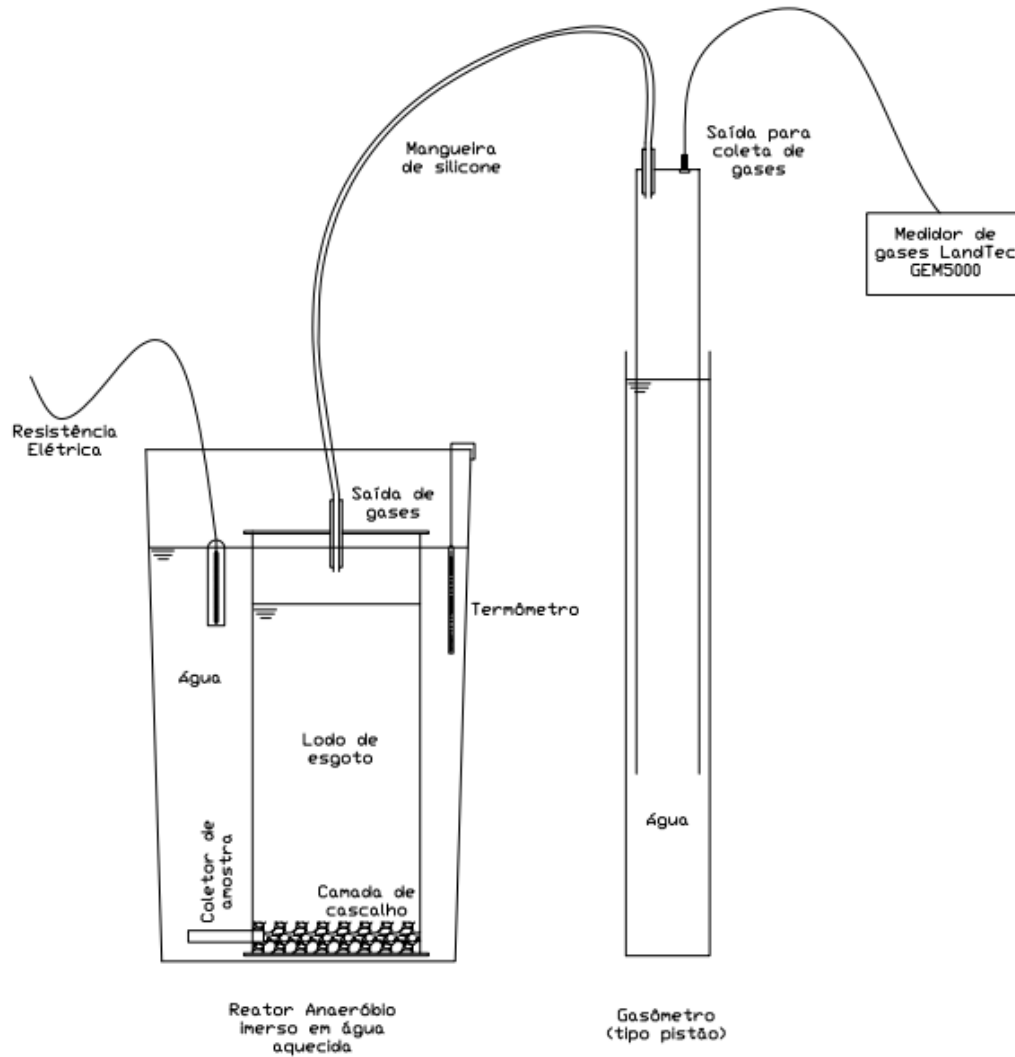
**Tabela 12.** Montagem do banho-maria para aquecimento de um dos reatores.

ITEM	FINALIDADE
01 Reservatório (altura de 58 cm e diâmetro de 350 mm)	Preenchimento com água para aquecimento de um dos reatores
01 Aquecedor por resistência (30W de potência) com controle de temperatura	Aquecimento da água do banho-maria
01 Termômetro	Monitoramento da temperatura da água do banho-maria

**Tabela 13.** Montagem do coletor de gases (tipo pistão).

ITEM	FINALIDADE
01 Cano PVC (altura de 70 cm e diâmetro de 100 mm)	Preenchimento com água e inserção do cano PVC de 75 mm que será deslocado verticalmente para cima
01 Cano PVC (altura de 70 cm e diâmetro de 75 mm)	Coleta dos gases pelo deslocamento da água que preenche tanto o cano PVC de 100 mm quanto o de 75 mm
02 Tampões	Vedação da base do cano de 100mm e do topo do cano de 75 mm
01 Válvula	Retirada dos gases para análise e esvaziamento do coletor quando a capacidade máxima é atingida
Mangueira de silicone (diâmetro de 5 mm)	Instalada no topo do cano de 75 mm para a entrada dos gases produzidos no reator

**Figura 10.** Digestor e Gasômetro utilizados para digestão do lodo e coleta do biogás, respectivamente (Fonte: autor)



**Figura 11.** Digestor e Gasômetro utilizados para digestão do lodo de Itajubá (com aquecimento) (Fonte: autor)

## 5.2. MANIPULAÇÃO DO LODO E EQUIPAMENTOS DE PROTEÇÃO UTILIZADOS

O lodo de esgoto é geralmente tóxico e pode transmitir doenças, por isso, toda a manipulação foi realizada com equipamentos de proteção individual (EPI's) adequados que proporcionaram o manuseio da biomassa em segurança. Foram utilizados EPI's como bota de segurança, jaleco, luvas de borracha, óculos de proteção e respirador Tayco®. As figuras 12, 13 e 14 demonstram a manipulação e o transporte de um dos lodos posto para digestão.



**Figura 12:** Transporte do lodo bruto da estação até a universidade (Fonte: autor)



**Figura 13:** Lodo bruto retirado de uma das estações de tratamento de esgoto (Fonte: autor)



**Figura 14:** Lodo bruto inserido no reator antes da lacração (Fonte: autor)

As coletas que ocorreram na COPASA foram todas assistidas por técnicos da empresa que auxiliaram e garantiram um transporte seguro do lodo nas viagens para Itajubá. Além de fornecer todas as coletas, a empresa também permitiu uma visita técnica à ETE Arrudas, para obter mais conhecimento das formas de se produzir energia elétrica por meio do uso do biogás proveniente do lodo de esgoto. As Figuras 15(a) e 15(b) foram obtidas durante a visita, em que a primeira revela os gasômetros utilizados no armazenamento do biogás e a segunda, as turbinas para a geração da energia elétrica.



**Figura 15:** (a) Gasômetros e (b) Turbinas operacionais para a geração de energia elétrica na ETE Arrudas de Sabará/MG (Fonte: autor com autorização da COPASA)

### 5.3. ANÁLISES PARA CARACTERIZAÇÃO DO LODO

Todas as amostras foram submetidas a análises laboratoriais para caracterização do afluente e para análise do esgoto (pós-digestão). Os parâmetros foram analisados conforme metodologia preconizada pela *American Public Health Associations* (APHA), de acordo com *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). As análises realizadas foram:

- 1) Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), quantidade de oxigênio necessária para degradação bioquímica do material orgânico presente na amostra;
- 2) Demanda Química de Oxigênio (DQO), determinação do oxigênio consumido para degradação química da matéria orgânica presente;
- 3) Sólidos Totais (ST), determinação da concentração de sólidos totais em mg/L;
- 4) Sólidos Totais Fixos (STF), concentração em mg/L;
- 5) Sólidos Totais Voláteis (STV), concentração em mg/L;
- 6) NTK (Nitrogênio Total pelo Método Kjeldahl), determinação em mg/L da concentração de nitrogênio.

A análise de pH, como já descrito, aconteceu periodicamente utilizando de papel indicador de pH, marca Merck®.

## 5.4. VOLUME E COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS, MEDIÇÃO DE TEMPERATURA E PH

Durante todo experimento houve controle de temperatura por meio de um termômetro externo, e anotava-se diariamente a temperatura do ambiente em diferentes horas do dia e da noite. O pH também foi controlado durante toda a digestão, por meio do coletor de amostra era retirado um pequeno volume líquido do lodo (parte inferior do reator) e procedia-se com a medição por meio de papel indicador de pH. Porém, a cada duas semanas aproximadamente, ou quando se notava uma produção anormal de biogás, minimizada ou maximizada, havia novamente a medição.

A produção de biogás foi medida durante todo o período, ocasionalmente fazia-se necessário a retirada do gás conforme era excedida a capacidade de volume do gasômetro, reiniciando então novas medições que eram acumuladas às já registradas anteriormente. Os volumes obtidos foram corrigidos seguindo as leis de Boyle e Gay-Lussac, conforme apresentado em Caetano (1985). Para este estudo, levou-se em conta as condições de pressão e temperatura de 1 atm e 20°C ou 293,15K (Condições Normais de Temperatura e Pressão - CNTP) e as condições locais de cada município. Da combinação das leis de Boyle e Gay Lussac, resultou a equação 13:

$$\frac{V_0 P_0}{T_0} = \frac{V_1 P_1}{T_1} \quad (\text{Eq.13})$$

Onde:

$V_0$  = Volume corrigido ( $m^3$ );

$P_0$  = Pressão corrigida do biogás para 1 atm (1013,25 hPa);

$T_0$  = Temperatura corrigida do biogás para 20°C – 293,15 K;

$V_1$  = Volume do biogás no gasômetro;

$P_1$  = Pressão do biogás no momento da leitura; sendo a pressão atmosférica média do município analisado somada à pressão adicionada pelo gasômetro (33,308 hPa);

$T_1$  = Temperatura do biogás no momento da leitura em Kelvin.

Para a medição da composição do biogás produzido, utilizou-se o analisador de gás GEM5000 (no. serie 501944), fabricado pela empresa LandTec, ilustrado pela Figura 16.



**Figura 16.** Analisador de gases GEM5000 (Fonte: LANDTEC)

Estas medições ocorreram por quatro vezes durante o experimento para o biogás de Varginha, posto que foi o primeiro a ser colocado em operação. Para os digestores de Pouso Alegre e Santa Rita a medição ocorreu por três vezes e para o lodo de Itajubá, aconteceram apenas duas medições, por ter sido colocado em digestão mais tardiamente que os demais e haver dificuldades na disponibilidade do equipamento de medição.

Para o experimento do lodo de Itajubá onde houve aquecimento, utilizou-se de uma resistência e a temperatura da água que era aquecida era continuamente medida por meio de um termômetro. E, para todas as medições foram desconsideradas as perdas por solubilidade dos gases na água.

## 5.5. POTÊNCIA ÚTIL E ENERGIA DISPONÍVEL

Para cálculo da potência útil e energia disponível teóricas para cada município, primeiramente calculou-se a produção do biogás ( $P_b$ ) (CETESB, 2006) para cada experimento, onde a quantidade de biogás produzida é dividida pela quantidade de matéria orgânica presente na amostra do afluente. Para conhecimento da quantidade de lodo produzida por habitante, Andreoli *et al.* (2007) estimam que para lodos ativados, a produção total de lodo é de cerca de 80g por habitante dia. Adotando esta quantidade de lodo por habitante dia, prosseguiu-se com o cálculo da potência útil teórica do biogás convertido em energia elétrica, calculada a partir da Equação 14, adaptada da CETESB.

$$P_u = \frac{Q_{bgd} \cdot PCI_{CH_4} \cdot E \cdot \eta \cdot 30}{T} \quad (\text{Eq.14})$$

Onde:

$P_u$  = potência útil em Megawatts (MW);

$Q_{bgd}$  = quantidade de biogás produzido por dia em  $m^3$

$$Q_{bgd} = \frac{P_b (\text{kg biogás/kg matéria orgânica}) \cdot N_{hab} \cdot 0,08 (\text{kg matéria orgânica/hab. dia})}{1,246 (\text{kg biogás}/m^3)}$$

$PCI_{CH_4}$  = poder calorífico inferior do biogás purificado em  $MJ/m^3 CH_4$ ;

$E$  = perdas do sistema;

$\eta$  = eficiência de 33% do sistema (BOVE & LUNGHI, 2006);

$T$  = tempo de operação do sistema (em segundos durante um dia);

30 = número de dias no mês.

Os resultados obtidos foram comparados aos resultados gerados pelo programa Efluentes 1.0 da CETESB (2006), afim de efetuar um melhor dimensionamento da potência passível de ser gerada.

O Software Efluentes 1.0, utiliza-se da Equação 15 para gerar o valor de potência.

$$Q_i = \frac{30 \cdot \Sigma (P_{bi} \cdot \text{Conc}_i \cdot Q_{ti} \cdot M_{ti})}{VE} \quad (\text{Eq.15})$$

Onde:

$Q_i$  = Vazão de metano ( $m^3/mês$ );

30 = 30 dias por mês (dia/mês);

$VE$  = Volume específico;

$P_b$  = Produção de biogás (kg biogás/ kg matéria orgânica);

$\text{Conc}$  = Concentração (%) (kg metano/kg biogás);

$Q_t$  = Quantidade de unidades geradoras de efluente (unidade geradora);

$M_t$  = Matéria total (kg).

Os valores de potência foram calculados para todas as cidades em que houve a coleta de lodo para a escala piloto e de acordo com os valores médios obtidos, foi estimada a

potência total passível de ser gerada para toda a região sul de Minas Gerais. Não foram considerados nos cálculos valores pertencentes a reatores UASB, pois de acordo com Santos, R. *et al.* (2011), estes não são economicamente viáveis para cidades menores de trezentos mil habitantes e a região estudada não engloba municípios com população superior a este valor. Ademais, a única ETE com aproveitamento energético do lodo no estado de Minas Gerais, ETE Arrudas, adota como tratamento o sistema de lodos ativados (informação obtida pessoalmente na COPASA).

No que concerne à energia disponível, trata-se do produto da potência fornecida de um sistema e o seu tempo de operação, sendo que o fator de capacidade se refere à relação entre a potência média que é fornecida e a capacidade máxima de suprimento de energia. Sendo assim, segundo Santos, A. *et al.* (2001), a energia fornecida pode ser determinada por meio da Equação 16.

$$E = P \cdot FC \cdot 8760 \quad (\text{Eq.16})$$

Onde:

E = Energia (MW h);

P = Potência Útil (MW);

FC = Fator de capacidade (%);

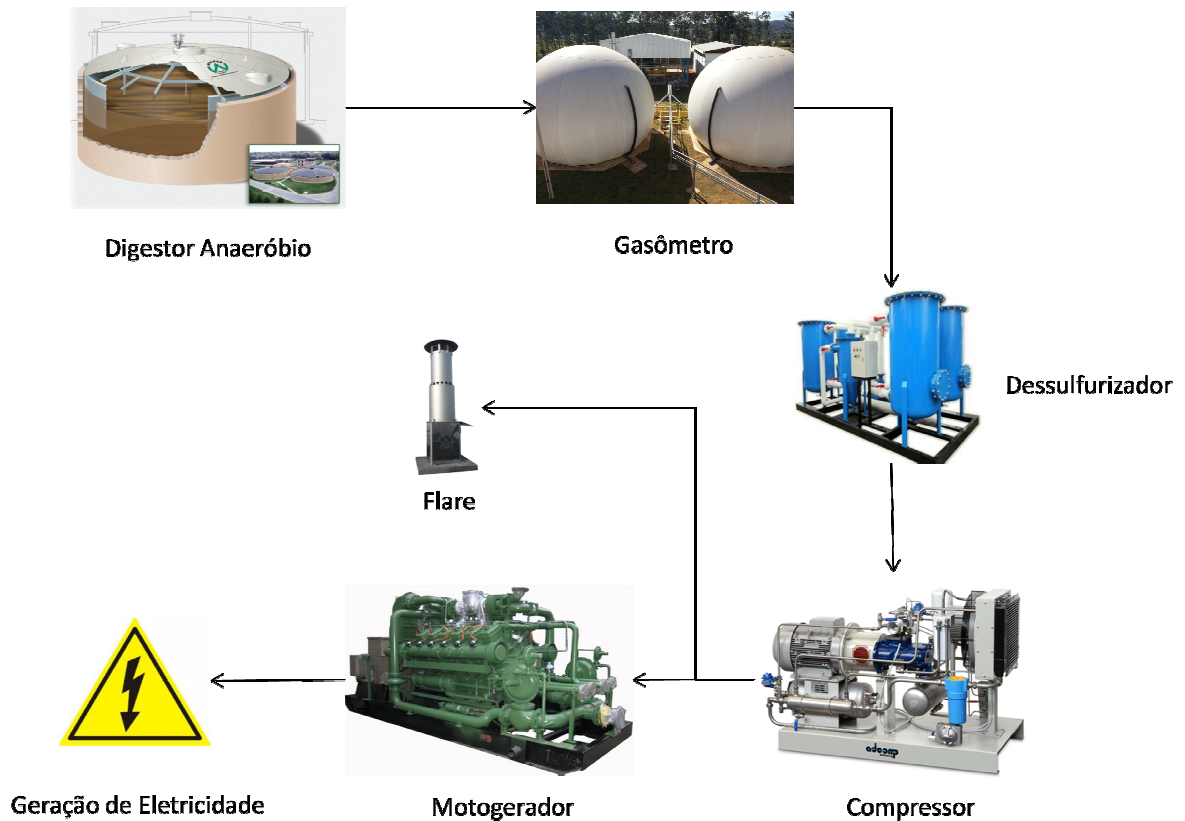
8760 = 24 horas x 365 dias.

## 5.6. ANÁLISE ECONÔMICA

Para a análise de viabilidade econômica foi feito um levantamento dos principais equipamentos utilizados no processo de geração de energia elétrica a partir da biodigestão anaeróbia: gasômetros, compressores, dessulfurizadores e turbinas (motogerador) e, seus respectivos custos; não levando em conta os custos com obras, instalações elétricas, tubulações e manutenções.

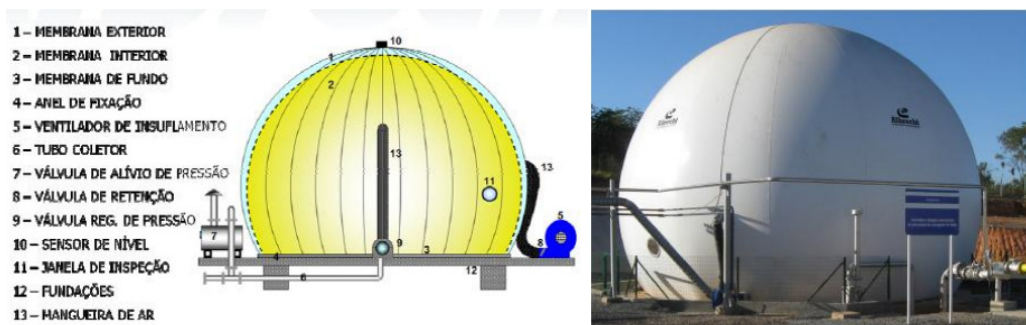
O cenário tecnológico considerado no presente estudo leva em consideração o uso do biogás como fonte somente para a geração elétrica nas Estações de Tratamento de Esgoto, dispensando o tratamento posterior de secagem do lodo.

No fluxograma (Figura 17) podem-se observar, de forma simplificada, as etapas consideradas na geração de energia elétrica para os municípios deste trabalho.



**Figura 17:** Desenho esquemático simplificado. O dessulfurizador foi considerado somente no cenário de Santa Rita do Sapucaí (Fonte: autor).

A geração de biogás nos digestores anaeróbios é encaminhada para o sistema de acumulação e regularização de vazão para biogás, chamado de gasômetro, que foi considerado do tipo esférico de dupla membrana (Figura 18), tendo como função acumular e regularizar, evitando perdas, a vazão de biogás.



**Figura 18:** Gasômetro esférico de dupla membrana (Fonte: ALBRECHT, 2014).

Os equipamentos utilizados na linha de biogás variam pouco entre os cenários das cidades; sendo que, para o cenário do município de Santa Rita do Sapucaí existiu a necessidade de se considerar um sistema exclusivo (dessulfurizador) para remoção do ácido sulfídrico ( $H_2S$ ) através da redução por  $Fe_2O_3$ , pois há formação de anidrido sulfuroso ( $SO_2$ ) e ácido sulfúrico ( $H_2SO_4$ ) durante a combustão resultando em uma corrosão extremamente agressiva; pois, nas demais ETE's não houve a existência dessa substância nos respectivos lodos de esgoto coletados.

Na sequência, o biogás passa por uma unidade de compressão, com o intuito de garantir uma vazão adequada de entrada no motogerador. Uma linha de gás paralela à linha principal após o compressor funciona como uma linha de alívio ao sistema, caso haja sobreprodução de biogás, sendo este queimado em *flares*, uma vez que foi constatada a existência destes *flares* em todas as estações de tratamento visitadas.

Para conversão do biogás em energia elétrica, adotou-se um conjunto motogerador, com um motor ciclo Otto a biogás, pois este possui uma maior eficiência na conversão da energia térmica em eletricidade, sendo este equipamento considerado na maioria dos projetos pelo mundo (WEITHÄUSER, M. *et al.*, 2010).

### **5.6.1. CUSTOS DO CENÁRIO TECNOLÓGICO**

Para a realização dos custos de investimento dos principais equipamentos utilizados no cenário tecnológico adotado neste trabalho, em relação às ETE's dos respectivos municípios, utilizaram-se informações tomadas junto à empresa Albrecht, localizada em Joinville/SC; entretanto, para os custos com o motogerador foram utilizados os valores de R\$/kW elaborado por Valente (2015).

#### **5.6.1.1. Custo de investimento dos principais equipamentos na linha de biogás**

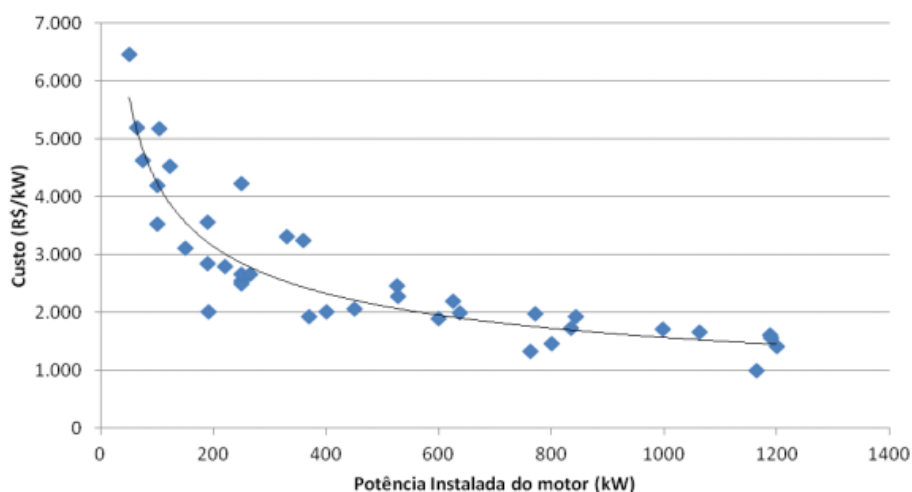
A Tabela 14 fornece os custos de aquisição dos principais equipamentos propostos na linha de biogás, de acordo com o número de habitantes em que cada Estação de Tratamento de Esgoto atende.

**Tabela 14:** Custo dos principais equipamentos da linha de biogás (ALBRECHT, 2014).

Município	Número de habitantes	Gasômetro 340m <sup>3</sup> (R\$)	Compressor (R\$)	Dessulfurizador (R\$)
Varginha	132.353	265.000,00	70.000,00	----
Pouso Alegre	143.846	265.000,00	70.000,00	----
Santa Rita do Sapucaí	41.425	265.000,00	50.000,00	140.000,00
Itajubá (sem aquecimento)	96.020	265.000,00	60.000,00	----
Itajubá (com aquecimento parcial)	96.020	265.000,00	60.000,00	----

### 5.6.1.2. Custo do motogerador

De acordo com Valente (2015), foi realizado um levantamento de preços de diferentes marcas e modelos para motogeradores com potência entre 50 e 1200 kW (Figura 19), optando por modelos confeccionados já para o uso de biogás e não motores adaptados. Além disso, os motogeradores são mais eficientes do que as microturbinas e as turbinas a gás, de acordo com a viabilidade econômica realizada pela COPASA na elaboração do projeto de aproveitamento energético do biogás para a ETE Ibitité (informação obtida pessoalmente na COPASA) e de acordo com Alves, A. H. (2014), que demonstrou a eficiência do motogerador em 1,5 vezes em relação ao demais.

**Figura 19:** Custo dos motogeradores R\$/kW confeccionados para biogás (Fonte: VALENTE, 2015).

Assim, de acordo com o valor de potência útil (kW) calculado com auxílio da equação 13, para cada estação de tratamento de esgoto, e a Figura 19 determinou-se o custo do motogerador empregado para cada potência útil calculada; estes valores são mostrados na Tabela 15.

**Tabela 15:** Custo do motogerador em relação à potência útil por município.

Município	Potência Útil (kW)	Custo do Motogerador (R\$)
Varginha	71,39	350.000,00
Pouso Alegre	329,40	700.000,00
Santa Rita do Sapucaí	176,18	400.000,00
Itajubá (sem aquecimento)	77,00	350.000,00
Itajubá (com aquecimento parcial)	87,35	350.000,00

### 5.6.1.3. Custos com energia elétrica

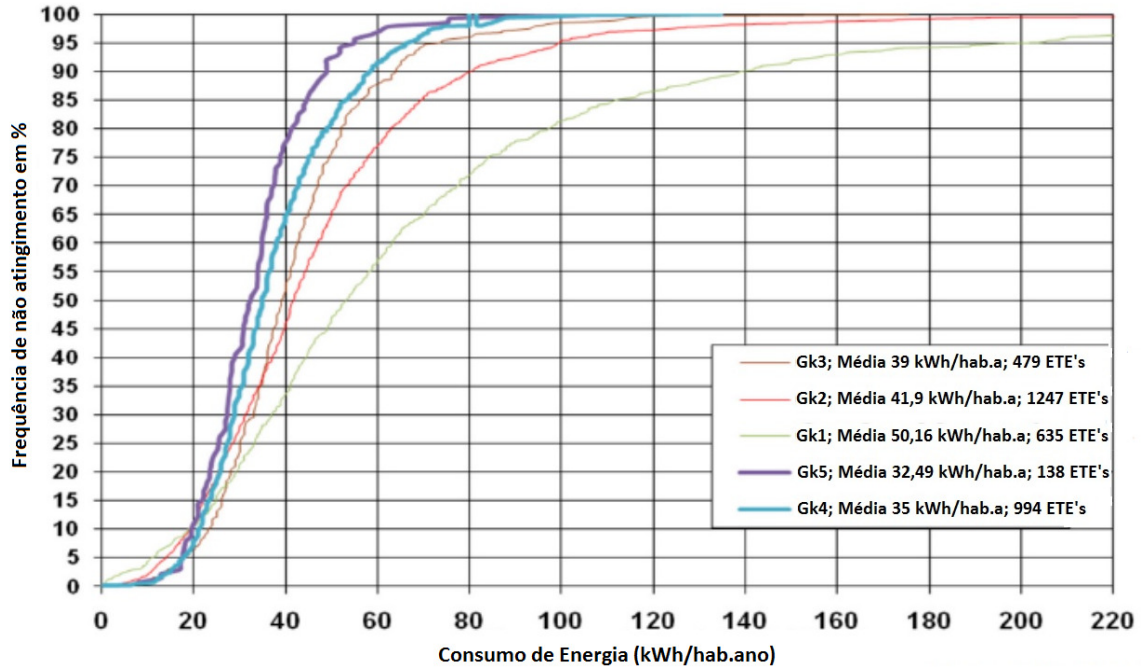
Para a avaliação da viabilidade econômica deve-se ter um breve conhecimento sobre o consumo elétrico da planta para o tratamento de esgoto, já que avaliará se a energia produzida por meio do aproveitamento do biogás poderá ser autoconsumida em sua totalidade ou parcialidade. No presente estudo, levou-se em conta que toda a energia gerada deve ser utilizada para consumo próprio da estação; assim, o custo da eletricidade pode ser compensado pelo valor da tarifa cobrada pela concessionária de energia, tomando por base as definições de centrais geradoras de energia elétrica (micro e minigeração distribuída), de acordo com as resoluções normativas 482/2012 e 687/2015 da ANEEL.

A definição da eletricidade consumida (kWh) por ETE baseou-se no consumo de energia elétrica por habitante durante um ano. A Figura 20 mostra o consumo total de energia por habitante nas estações de tratamento da Alemanha por classe de tamanho (total de habitantes atendido por cada ETE), sendo que o consumo médio é representado no ponto em que a frequência de não atingimento é de 50% (DWA, 2014).

Portanto, as curvas das classes de tamanho Gk4 (10 mil a 100 mil habitantes) e Gk5 (> 100 mil habitantes) podem representar as ETE's deste trabalho. Sendo assim, a Tabela 16 mostra os valores considerados do custo anual de energia elétrica por habitante para as estações de tratamento em cada município.

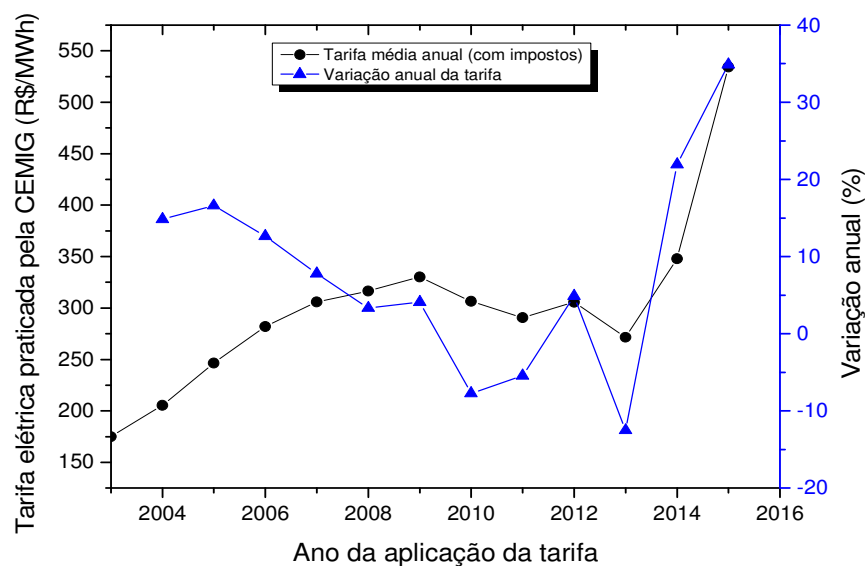
**Tabela 16:** Custo anual de energia elétrica por habitante para cada ETE (Fonte: DWA A-216, 2013).

Município	Número de habitantes	Custo de Energia Elétrica (kWh/hab.ano)
Varginha	132.353	32,49
Pouso Alegre	143.846	32,49
Santa Rita do Sapucaí	41.425	35,00
Itajubá (sem aquecimento)	96.020	35,00
Itajubá (com aquecimento parcial)	96.020	35,00



**Figura 20:** Consumo total de energia por habitante em ETE's na Alemanha por classes de tamanho – Gk1 (< 1 mil habitante), Gk2 (1 mil a 5 mil habitantes), Gk3 (5 mil a 10 mil habitantes), Gk4 (10 mil a 100 mil habitantes) e Gk5 (> 100 mil habitantes). (Fonte: adaptado de DWA, 2014).

Assim, para o cálculo, em moeda corrente, de quanto cada estação estaria consumindo por habitante, foram coletados, na ANEEL (Agência Nacional de Energia Elétrica), os dados das tarifas (R\$/kWh) praticadas pela concessionária de energia do estado de Minas Gerais, a CEMIG (Companhia de Energética de Minas Gerais), durante os últimos 13 anos (Figura 21) (ANEEL, 2016).



**Figura 21:** Tarifa elétrica praticada pela CEMIG durante os últimos 13 anos por classe de consumo – água, esgoto e saneamento (Fonte: ANEEL, 2016).

Considerando os valores das tarifas com impostos e a média calculada nestes últimos 13 anos, a tarifa empregada no presente estudo foi de R\$ 301,39/MWh. E, apesar do cenário atual apresentar um aumento significativo da tarifa nos últimos dois anos, devido a instabilidade econômica que o Brasil se encontra, optou-se por usar a média da variação anual nesses últimos 13 anos, calculada em 7,95%.

#### **5.6.1.4. Financiamento**

O financiamento, por parte da empresa e da instituição financiadora, de um projeto leva em conta os juros, a duração do projeto, o prazo, a razão da dívida e a taxa mínima de atratividade. Assim, para este estudo foram adotados valores praticados pelo setor financeiro.

A duração do projeto foi adotado em 15 anos, levando em conta o prazo de amortização de acordo com a Instrução Normativa nº 39 (MCID, 2012) que informa um período de 20 anos praticado no “Programa Saneamento para Todos” para obras de saneamento (abastecimento de água, esgotamento sanitário e manejo de águas pluviais e saneamento integrado) e de até 10 anos para desenvolvimento institucional e preservação e recuperação de mananciais. Assim, o cenário financeiro para esses projetos de aproveitamento energético a partir do biogás foi adotado um valor de 10 anos de financiamento e mais 5 anos para verificação do fluxo de caixa após o fim do prazo de amortização.

A razão da dívida é a relação de quanto dinheiro se deve a cada mês em comparação a quantia de dinheiro que se recebe, ou seja, representa a quantia total paga por meio de empréstimo. Em operações com o setor público, o valor de contrapartida mínima é de 5% do valor do investimento e em operações com o setor privado, esse valor sobe para 20% (CAIXA, 2016). Assim, optou-se, para este trabalho, usar uma razão da dívida de 80%.

A taxa de juros considerada de 9% a.a. nos cálculos do financiamento é aquela praticada pela Caixa Econômica Federal, sendo 6% definido à taxa nominal, 2% sobre o saldo devedor e 1% referente ao risco de crédito (CAIXA, 2016).

A taxa de interesse ao ano ou taxa de desconto foi adotada em 8% a.a., valor praticado para o cálculo do custo médio de geração elétrica em longo prazo no Plano Nacional de Energia (PNE) 2030 (EPE, 2010).

## 5.6.2. CÁLCULOS PARA A VIABILIDADE ECONÔMICA

Com os parâmetros de investimento e financeiros levantados foi elaborado um modelo técnico-econômico utilizando as equações a seguir (Eq.17 a 26):

### 5.6.2.1. Receita Anual de Energia Gerada

$$R_{a.energ.} = E_{ger.} \times T_{CEMIG} \quad (\text{Eq.17})$$

Onde:

$R_{a.energ.}$  = Receita anual de energia gerada (R\$)

$E_{ger.}$  = Energia gerada pela biodigestão anaeróbia (Tabela 25 – Resultados) (MWh/ano)

$T_{CEMIG}$  = Tarifa média praticada pela CEMIG (R\$/MWh)

### 5.6.2.2. Receita Anual de Energia Gerada (Considerando a Variação da Tarifa)

$$R_{a.energ.(n)} = (R_{a.energ.(n-1)} \times VT_{CEMIG}) + R_{a.energ.(n-1)} \quad (\text{Eq.18})$$

Onde:

$R_{a.energ.(n)}$  = Receita anual de energia gerada considerando a variação média da tarifa praticada pela CEMIG ao longo dos anos (R\$)

$R_{a.energ.(n-1)}$  = Receita anual de energia do ano anterior (R\$)

$VT_{CEMIG}$  = Variação média da tarifa praticada pela CEMIG (%)

$n$  = Vida útil do projeto (anos)

### 5.6.2.3. Consumo Anual com Consumo de Energia

$$C_{a.energ.} = N_{hab} \times C_{a.hab.} \times 10^{-3} \quad (\text{Eq.19})$$

Onde:

$C_{a.energ.}$  = Consumo anual de energia na ETE (MWh/ano)

$N_{hab}$  = Número de habitantes que são atendidos pela ETE (hab)

$C_{a.hab.}$  = Consumo anual por habitante por classe de ETE (kWh/hab.ano)

$10^{-3}$  = Transformação de kWh para MWh

#### 5.6.2.4. Despesa Anual com Consumo de Energia

$$D_{a.energ.} = C_{a.energ.} \times T_{CEMIG} \quad (\text{Eq.20})$$

Onde:

$D_{a.energ.}$  = Despesa anual com consumo de energia na ETE (R\$)

$C_{a.energ.}$  = Consumo anual de energia na ETE (MWh/ano)

$T_{CEMIG}$  = Tarifa média praticada pela CEMIG (R\$/MWh)

#### 5.6.2.5. Despesa Anual com Consumo de Energia (Considerando a Variação da Tarifa)

$$D_{a.energ.(n)} = (D_{a.energ.(n-1)} \times VT_{CEMIG}) + D_{a.energ.(n-1)} \quad (\text{Eq.21})$$

Onde:

$D_{a.energ.(n)}$  = Despesa anual com consumo de energia considerando a variação média da tarifa praticada pela CEMIG ao longo dos anos (R\$)

$D_{a.energ.(n-1)}$  = Despesa anual com consumo de energia do ano anterior (R\$)

$VT_{CEMIG}$  = Variação média da tarifa praticada pela CEMIG (%)

$n$  = Vida útil do projeto (anos)

#### 5.6.2.6. Investimento Total

$$I_{total} = I_{CHP} + I_{gasom.} + I_{Comp.} + I_{Dessulf.} \quad (\text{Eq.22})$$

Onde:

$I_{total}$  = Investimento total do projeto de geração de energia através do biogás (R\$)

$I_{CHP}$  = Investimento do motogerador (R\$)

$I_{gasom.}$  = Investimento do gasômetro (R\$)

$I_{Comp.}$  = Investimento do compressor (R\$)

$I_{Dessulf.}$  = Investimento do dessulfurizador (R\$)

### 5.6.2.7. Empréstimo Realizado junto à Instituição Financeira

$$\text{Emp} = R \times I_{\text{total}} \quad (\text{Eq.23})$$

Onde:

Emp = Empréstimo realizado junto à instituição financeira (R\$)

R = Razão da dívida referente ao investimento total (%)

$I_{\text{total}}$  = Investimento total do projeto de geração de energia através do biogás (R\$)

### 5.6.2.8. Parcelas Pagas à Instituição Financeira (Tabela PRICE)

$$P_{\text{Emp}} = \frac{\text{Emp} \times i}{1 - \frac{1}{(1+i)^{ni}}} \quad (\text{Eq.24})$$

Onde:

$P_{\text{Emp}}$  = Valor da parcela paga anualmente à instituição financeira (R\$)

$i$  = Taxa de juros anual (%)

$ni$  = Prazo da dívida (anos)

### 5.6.2.9. Fluxo de Caixa (FC)

O fluxo de caixa para um cálculo financeiro consiste na diferença da quantidade líquida total entre despesas e receitas. Assim sendo, neste trabalho, foi adotado como receita, a quantidade total de energia gerada pelo aproveitamento energético do biogás dos lodos das ETE's, de acordo com as quantidades produzidas nos aparatos experimentais de cada município e nas análises dos seus respectivos biogases; e como despesas, a quantidade total de energia que cada estação consome anualmente por habitante somada à parcela fixa do financiamento contratado.

Lembrando que, para ambas as energias consumidas ou geradas, foi adotado um aumento anual de acordo com uma variação média fixa da tarifa da concessionária de energia elétrica atuante.

### 5.6.2.10. Valor Presente Líquido (VPL)

O valor presente líquido (VPL) é um método matemático-financeiro capaz de determinar o valor presente dos pagamentos futuros a uma taxa de juros apropriada, menos o custo do investimento inicial; exemplificando, um determinado valor já não valerá a mesma quantia percorrida um ano no mercado. E, para esse cálculo é utilizada a TMA (taxa mínima de atratividade) como taxa de desconto, que representa o mínimo que o investidor se propõe a lucrar quando se faz um investimento.

$$VPL = FC_0 + \frac{FC_1}{(1+t)^1} + \frac{FC_2}{(1+t)^2} + \dots + \frac{FC_n}{(1+t)^n} \quad (\text{Eq.25})$$

Onde:

$FC_n$  = Fluxo de caixa do enésimo ano (R\$)

$t$  = Taxa de atratividade ou taxa de desconto (%)

$n$  = Vida útil do projeto (anos)

### 5.6.2.11. Taxa Interna de Retorno (TIR)

A taxa interna de retorno é a avaliação do retorno financeiro de um projeto, ou seja, iguala o valor de um investimento (valor presente) com os seus respectivos retornos futuros ou saldos de caixa de cada período, tornando o VPL igual à zero. Logo, a TIR se tornar economicamente atraente se a TIR for maior do que a TMA ou a taxa de retorno esperada pelo investimento.

$$VPL = 0 = FC_0 + \sum_{n=1}^N \frac{FC_n}{(1+TIR)^n} \quad (\text{Eq.26})$$

Onde:

$FC_0$  = Fluxo de caixa do ano inicial (investimento inicial) (R\$)

$FC_n$  = Fluxo de caixa do enésimo ano (R\$)

TIR = Taxa interna de retorno (%)

$n$  = Vida útil do projeto (anos)

## 6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 6.1. ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

As análises físico-químicas das amostras de lodo coletadas em suas respectivas estações de tratamento estão apresentadas no Quadro 04. Todas as análises, excetuando-se a de Nitrogênio Total (NTK) e pH, foram realizadas em duplicata objetivando uma melhor precisão dos resultados.

**Quadro 04.** Análises físico-químicas do lodo antes da entrada no biodigestor.

Unidade	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	ST (mg/L)	STF (mg/L)	STV (mg/L)	NTK (mg/L)	pH
Varginha	359	684	587,76	218,66	369,10	57,0	7,5
	353	702	545,96	204,06	341,90		
Pouso Alegre	107	331	497,78	231,74	266,04	16,1	7,8
	106	347	495,66	230,96	264,07		
Santa Rita do Sapucaí	180	587	669,00	314,14	354,60	46,0	7,5
	108	537	679,42	320,02	359,40		
Itajubá (sem e com aquecimento)	190	621	656,00	257,60	398,40	64,5	7,9
	356	628	591,20	240,95	350,25		

As análises também foram realizadas após a biodigestão e seus resultados estão demonstrados pelo Quadro 05. Já o Quadro 06 apresenta as respectivas reduções orgânicas que ocorreram no lodo durante o período de digestão anaeróbia.

As análises físico-químicas apresentaram reduções significativas do teor de sólidos e carga orgânica presentes no lodo; porém, ainda estão abaixo do apresentado por Chernicharo (2007), com relação ao teor de ST, STF e STV, que sugere reduções da ordem de 44% a 75%. As reduções de carga orgânica medidas em DQO e DBO possui valores próximos aos apresentados por Chernicharo (2007), de 40 a 70%, com exceção do lodo da cidade de Santa Rita do Sapucaí que demonstrou valores abaixo da literatura, isto significa que ainda há bastante material orgânico não estabilizado presente no lodo e que novos tratamentos devem ser feitos para a sua redução. O nitrogênio teve seu teor reduzido em todos os reatores, enquanto esperava-se um aumento devido à redução da carga orgânica do lodo. Entretanto,

esta redução de N pode ser justificada por um possível aumento no teor de amônia livre, percebido pelo odor amoniacal ao final das biodigestões e pelo aumento do valor de pH.

**Quadro 05.** Análises físico-químicas do lodo após saída do biodigestor.

Unidade	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	ST (mg/L)	STF (mg/L)	STV (mg/L)	NTK (mg/L)	pH
Varginha	204	341	355,68	162,20	193,48	45,0	8,0
	205	229	369,81	122,72	247,09		
Pouso Alegre	42	150	332,50	158,70	173,80	12,3	8,1
	44	161	330,01	143,50	186,60		
Santa Rita do Sapucaí	91	401	474,41	248,40	226,01	28,1	7,8
	89	360	462,11	241,73	220,38		
Itajubá (sem aquecimento)	165	330	384,80	140,30	244,50	39,5	8,1
	159	334	425,80	149,10	276,70		
Itajubá (com aquecimento)	165	299	394,00	131,00	263,00	42,0	8,2
	150	315	388,00	145,00	243,00		

**Quadro 06.** Reduções expressas em porcentagem dos parâmetros físico-químicos analisados.

Unidade	DBO (%)	DQO (%)	ST (%)	STF (%)	STV (%)	NTK (%)
Varginha	42,60	58,80	36,00	32,60	38,03	21,05
Pouso Alegre	59,62	54,13	33,30	34,70	32,00	23,60
Santa Rita do Sapucaí	37,50	32,30	30,50	22,70	37,50	38,91
Itajubá (sem aquecimento)	40,65	41,00	35,00	41,95	30,38	38,75
Itajubá (com aquecimento)	42,30	51,00	37,29	44,64	32,41	34,88

O município de Santa Rita do Sapucaí apresentou o maior valor de sólidos totais das análises e isto pode justificar seu baixo teor de metano (Tabela 19) comparado às demais cidades analisadas, demonstrando que seu tratamento anterior à entrada no digestor foi menos eficaz que dos demais municípios. O teor de H<sub>2</sub>S encontrado na análise do gás desta cidade (Tabela 19) comprova este tratamento inferior do esgoto de Santa Rita, que embora tenha

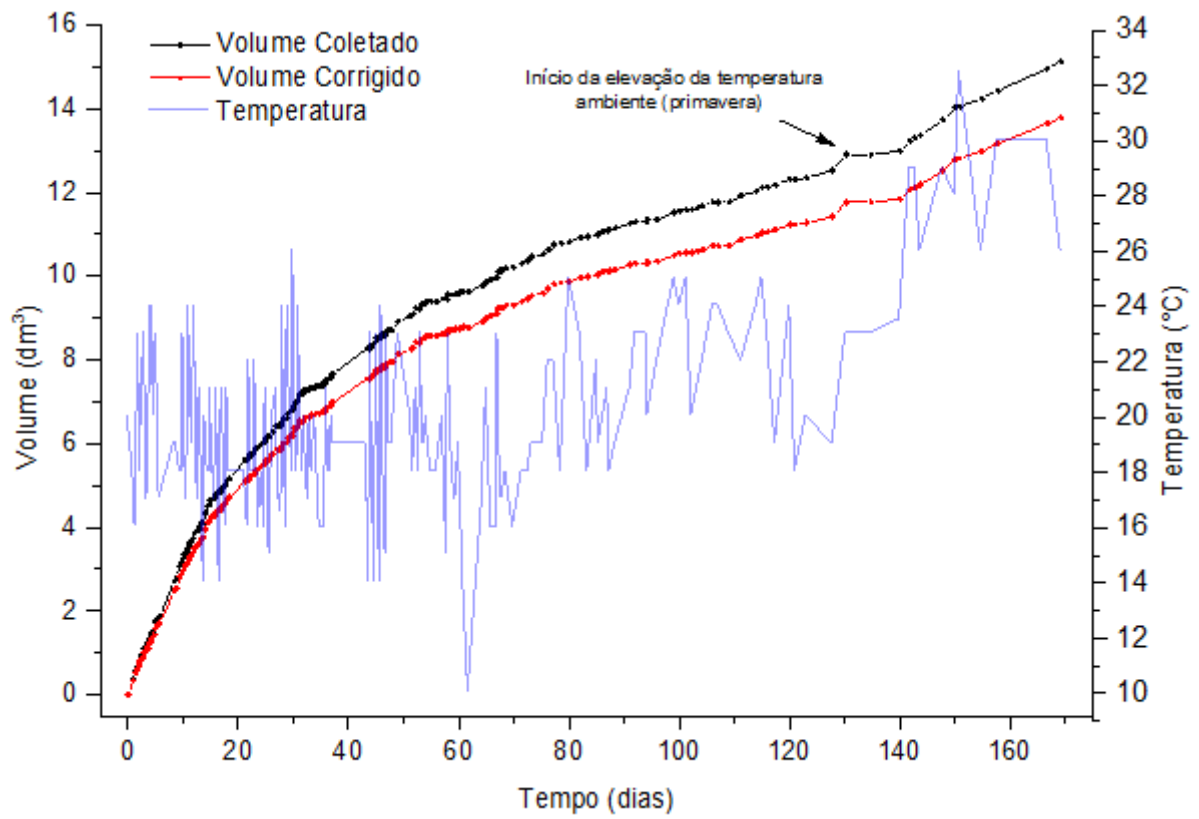
produzido um alto volume de gás (Figura 27), apresentou baixo teor de metano e traços de ácido sulfídrico, produzindo um gás mais pobre. Ademais, foi o único biodigestor a apresentar forte odor pútrido durante todo o experimento.

O pH fora medido durante todo o período de experimento e nenhum dos biodigestores apresentou mudanças bruscas e nem mesmo valores menores que 6,5, desta maneira não houve a necessidade de adição de base forte em nenhum momento dos experimentos. Mesmo o digestor pertencente à Santa Rita, que diferente dos demais apresentou  $H_2S$  em sua composição, não apresentou meio acidificado a ponto de ocorrer azedamento do reator.

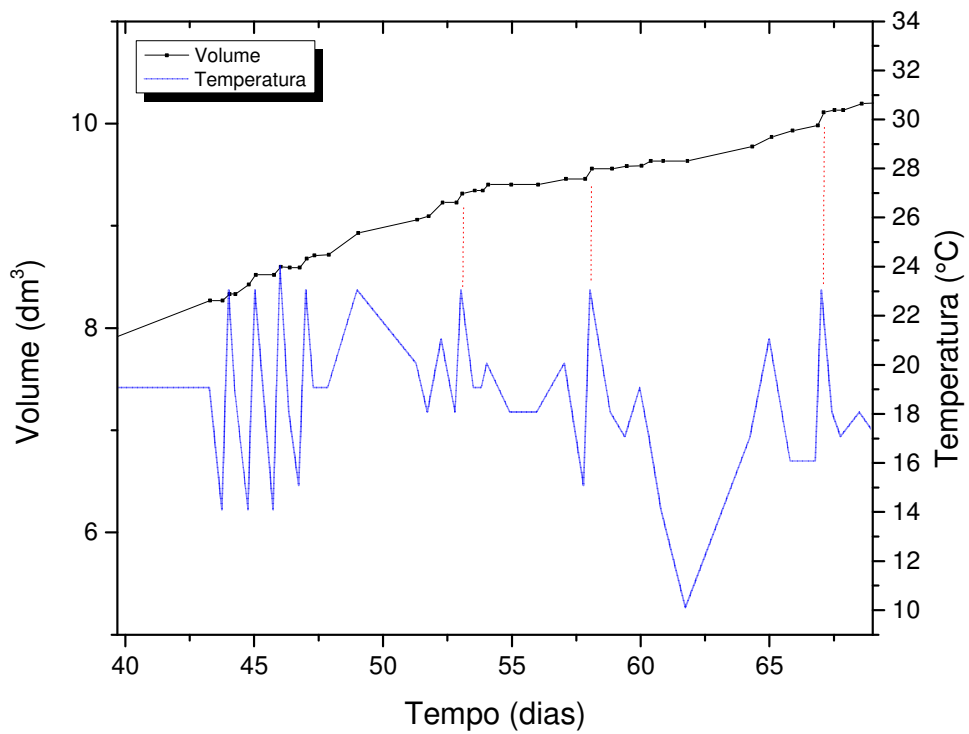
## **6.2. QUANTIDADE DE BIOGÁS PRODUZIDO**

Concernente à quantidade de biogás total obtida durante a digestão, há os valores de volume coletado durante o período de digestão e a correção dos valores destes volumes pela lei de Boyle, nas CNTP. Os gráficos apresentados demonstram estes dois volumes, o real e o corrigido. As Figuras 23 e 24 demonstram o volume total produzido pelo reator experimental relativo ao município de Varginha, as Figuras 25 e 26 relativas ao município de Pouso Alegre, as Figuras 27 e 28 relacionado ao município de Santa Rita do Sapucaí e, por fim, as Figuras 29 e 30 aos de Itajubá sem e com aquecimento, respectivamente. Destacando a influência do aumento de temperatura sobre a produção de gás, as Figuras 24, 26 e 28 mostram uma ampliação do comportamento dos respectivos gráficos de produção de biogás e sua variação nos dias mais quentes. Todos os gráficos apresentam o volume de gás acumulado durante a digestão e não a produção ocorrida por dia. O gráfico de Itajubá- com aquecimento é o único em que houve aquecimento externo.

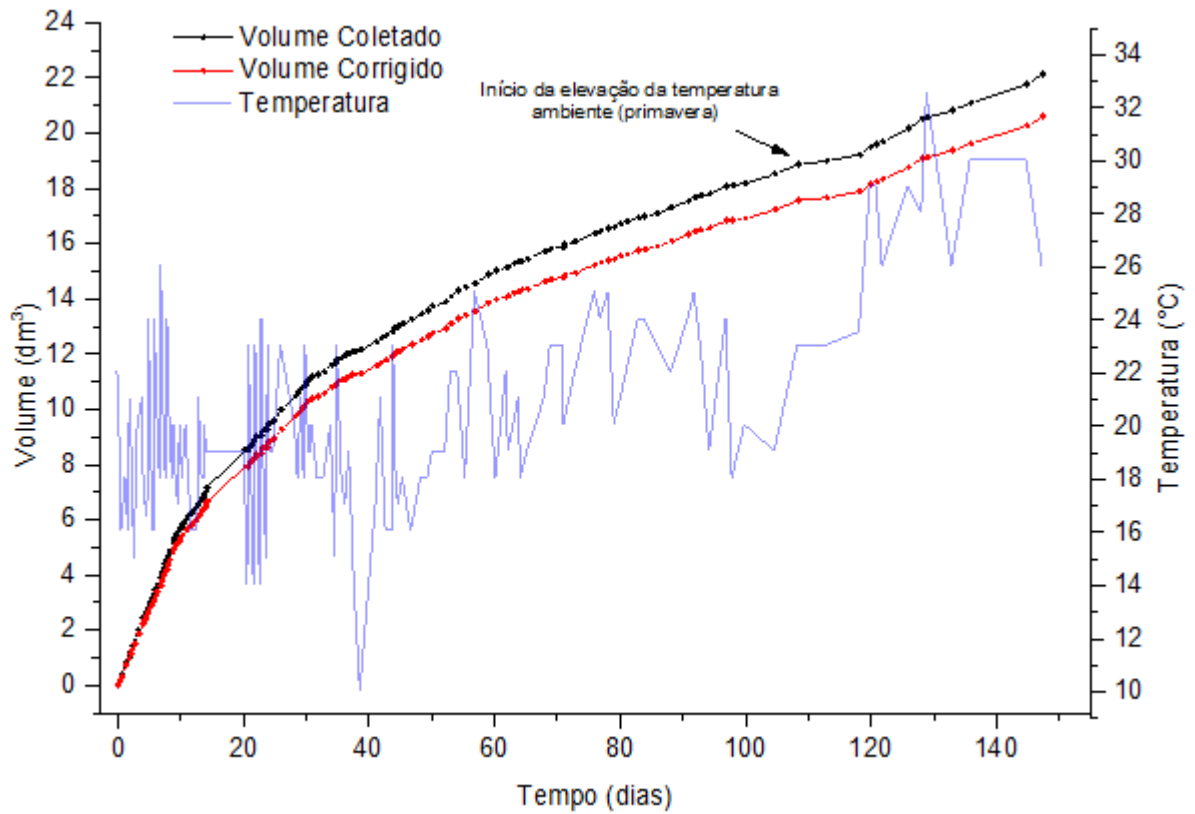
É possível observar melhor por meio das linhas tracejadas em vermelho, alguns dos episódios em que aconteceram picos de temperatura e de maneira correspondente, um sobressalto na produção de gás. Da mesma forma, embora não destacado no gráfico, os declínios de temperatura são procedidos de uma constância, quase uma reta, na produção de gás, indicando que quase não houve aumento no volume naquele período.



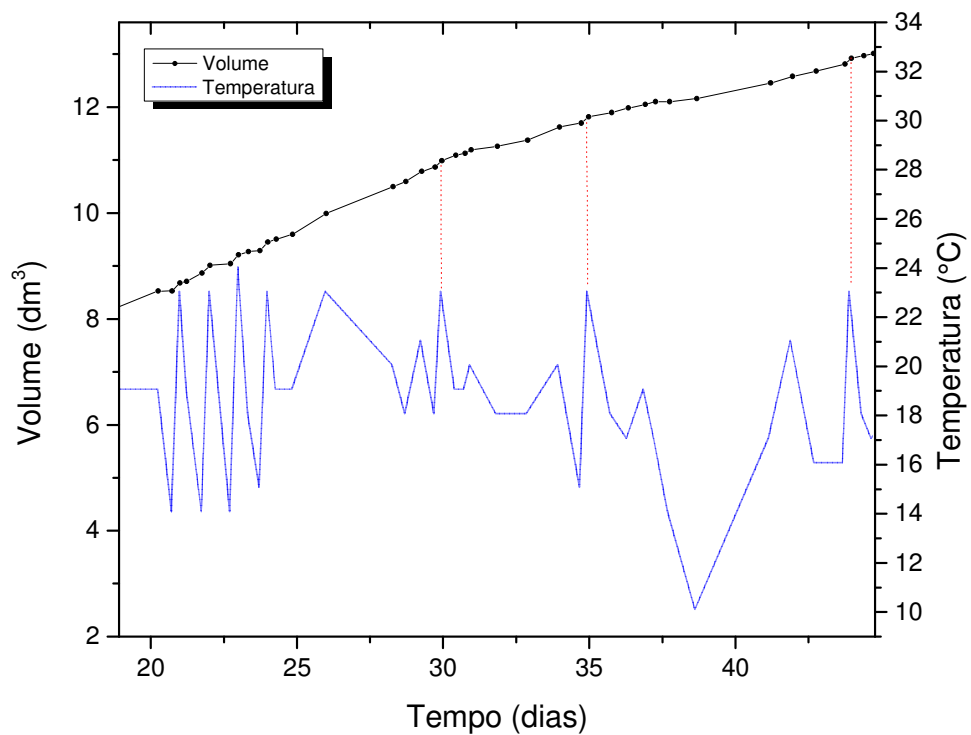
**Figura 22.** Produção de biogás do digester de Varginha durante o período de Abril a Outubro de 2015.



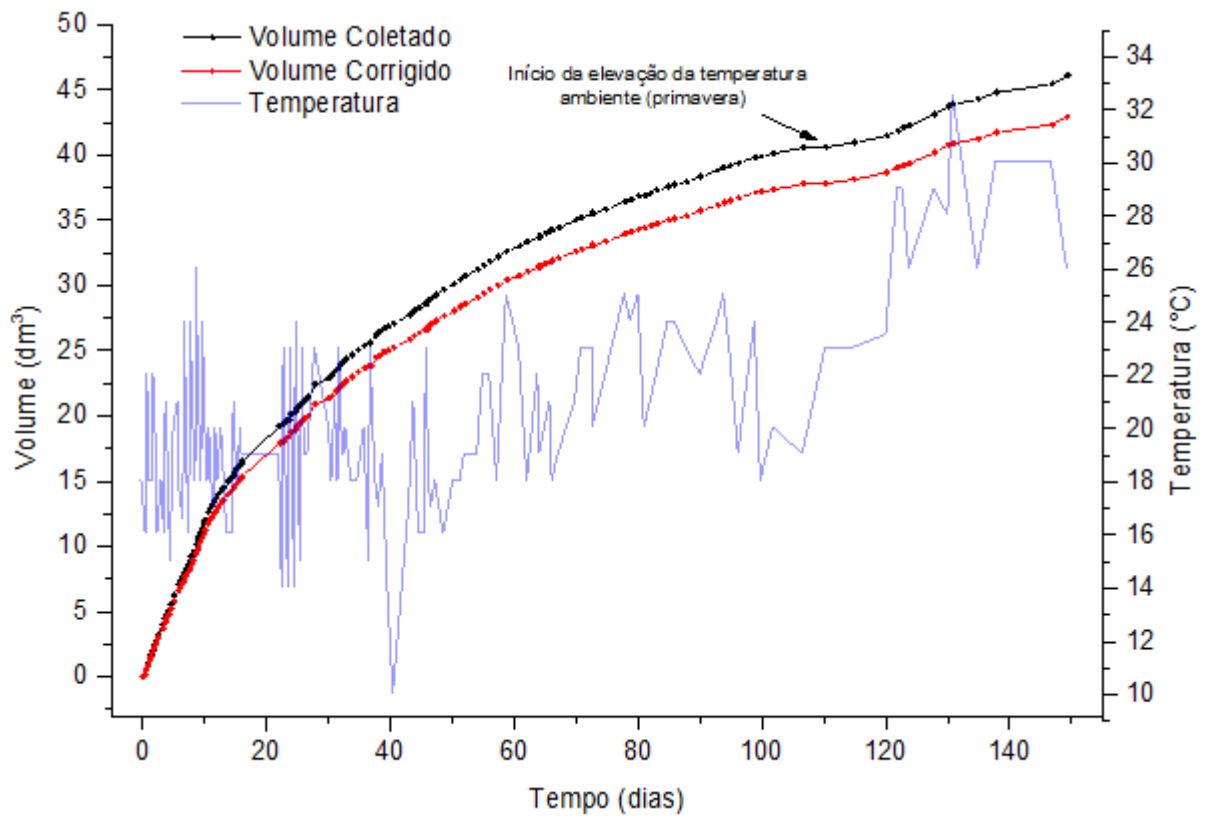
**Figura 23.** Ampliação do período de produção entre os dias 40 e 70, relacionado à digestão do lodo de Varginha.



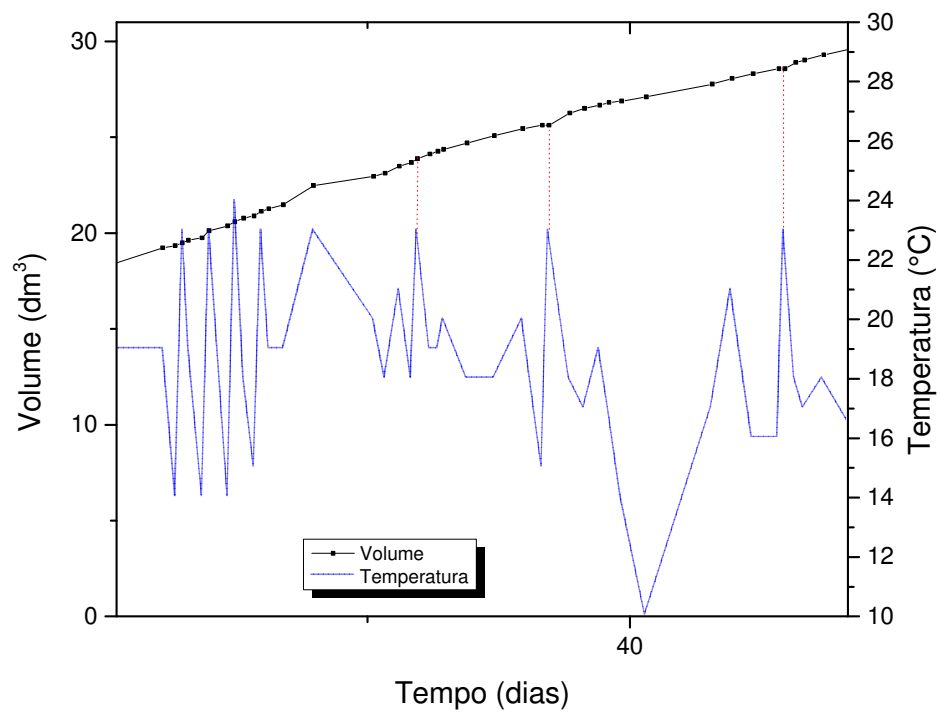
**Figura 24.** Produção de biogás do digester de Pouso Alegre durante o período de Maio a Outubro de 2015.



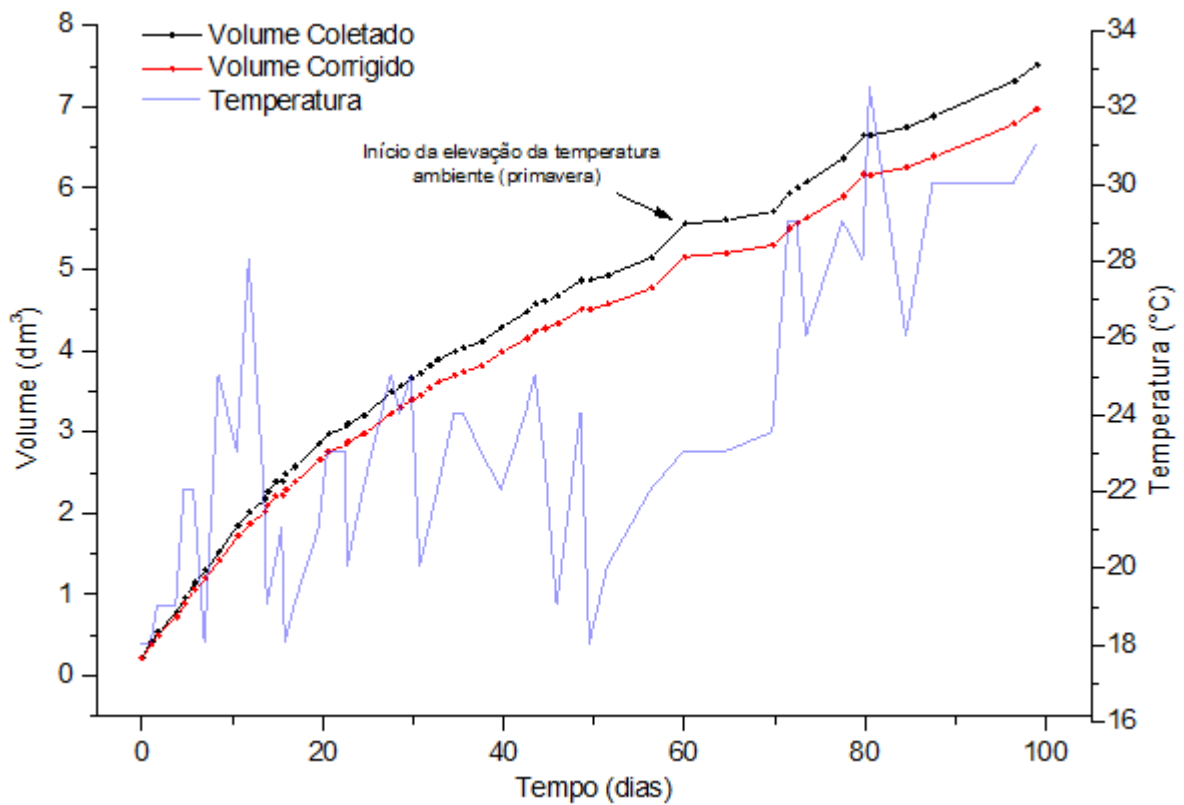
**Figura 25.** Ampliação do período de produção entre os dias 20 e 45, relacionado à digestão do lodo de Pouso Alegre.



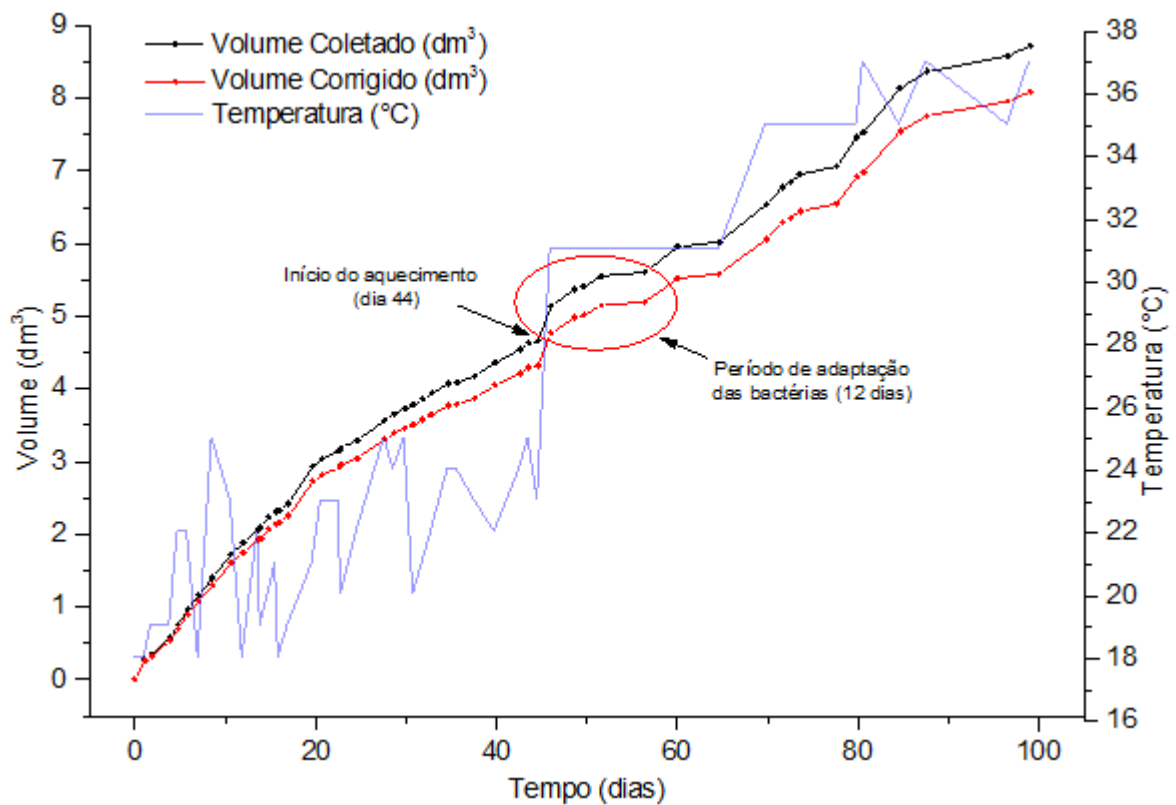
**Figura 26.** Produção de biogás do digester de Santa Rita do Sapucaí durante o período de Maio a Outubro de 2015.



**Figura 27.** Ampliação do período de produção entre os dias 30 e 50, relacionado à digestão do lodo de Santa Rita do Sapucaí.



**Figura 28.** Produção de biogás do digester de Itajubá (sem aquecimento) durante o período de Julho a Outubro de 2015.

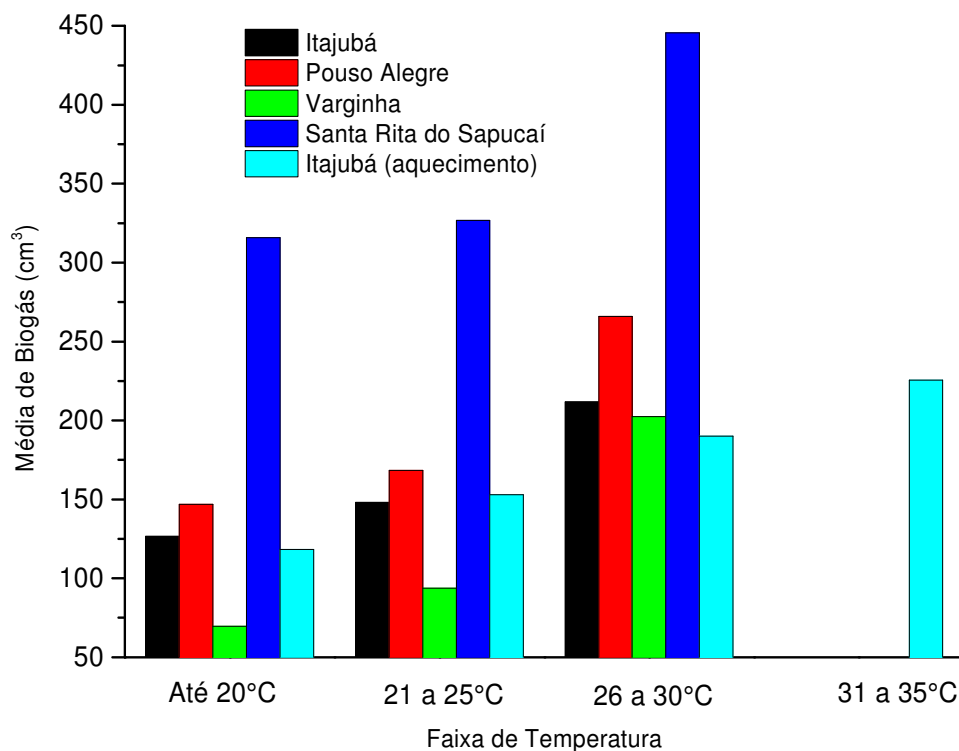


**Figura 29.** Produção de biogás do digester de Itajubá (com aquecimento) durante o período de Julho a Outubro de 2015.

Na produção de biogás de Itajubá- com aquecimento representado pela Figura 30, houve um período em que a produção cessou por um tempo. Este período está relacionado ao início do aquecimento, onde é possível observar no gráfico um salto na temperatura de 23 para 31°C. De acordo com Chernicharo (1997), variações de 3°C já são suficientes para provocar a morte de diversas bactérias responsáveis pela digestão, sendo assim, pode ter ocorrido a morte de bactérias no digestor ou pode ser que tenham passado por um período de adaptação ao novo ambiente, parando parcialmente por alguns dias o processo de biodigestão. Durante a mudança a temperatura não alcançou a faixa termófila. Este período de baixa produção durou cerca de 12 dias, sendo restabelecida a produção normal após este tempo.

Mata-Alvarez (2003) e Metcalf & Eddy (2003) citam que há dois níveis ótimos de temperatura associados à digestão anaeróbia, um na faixa mesófila (30 a 35°C) e outro na faixa termófila (50 a 55°C), todos os digestores trabalharam na maior parte do experimento em temperaturas ambientes abaixo destas temperaturas ótimas, com exceção do reator de Itajubá onde houve aquecimento. Houve dias onde a temperatura esteve abaixo do que Chernicharo (1997) denomina de faixa mínima de temperatura para crescimento das bactérias, isto é, abaixo de 15°C. Segundo o autor, quando a temperatura de digestão está próxima da temperatura mínima o crescimento é tipicamente baixo. Isto pôde ser visualizado durante a digestão, onde foi nítido em todos os reatores o aumento da produção do biogás quando as temperaturas se elevavam. A Figura 31 apresenta a produção média de biogás de cada digestor, relacionada à temperatura.

Segundo Rodrigues (2005), o rendimento da biodigestão é comprometido e bastante baixo em temperaturas menores que 30°C, isto indica que os reatores que não foram aquecidos poderiam apresentar uma produção de biogás mais elevada caso houvesse aquecimento, já que na maior parte do tempo a temperatura destes ficaram abaixo dos 30°C. Isto se comprova quando os dois digestores da cidade de Itajubá são comparados, ambos foram submetidos ao mesmo período de tempo de digestão, porém o digestor Itajubá- com aquecimento produziu um maior volume de gás que o digestor Itajubá- sem aquecimento, além disso, deve-se levar em consideração que o aquecimento ocorreu em apenas uma parte do tempo.



**Figura 30.** Produção média de biogás dos digestores em relação à temperatura.

### 6.3. TEOR DO BIOGÁS

As Tabelas a seguir demonstram as frações de gases presentes no biogás gerado em cada digestor. A Tabela 17 refere-se ao experimento de Varginha; a Tabela 18, ao experimento de Pouso Alegre; a Tabela 19, ao digestor de Santa Rita do Sapucaí; e, as Tabelas 20 e 21, à Itajubá, sem e com aquecimento, respectivamente.

**Tabela 17.** Teor de biogás referente ao biodigestor de Varginha

Medição	TD (dias)	CH <sub>4</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)	O <sub>2</sub> (%)	H <sub>2</sub> S (ppm)
1 <sup>a</sup>	11	22,3	4,3	15,3	-
2 <sup>a</sup>	27	48,5	2,59	5,29	-
3 <sup>a</sup>	76	52,71	1,88	0,16	-
4 <sup>a</sup>	171	52,55	-	-	-

**Tabela 18.** Teor de biogás referente ao biodigestor de Pouso Alegre

Medição	TD (dias)	CH <sub>4</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)	O <sub>2</sub> (%)	H <sub>2</sub> S (ppm)
1 <sup>a</sup>	6	13,3	1,5	17,7	-
2 <sup>a</sup>	55	41,4	2,19	6,35	-
3 <sup>a</sup>	150	42,12	0,45	0,19	-

**Tabela 19.** Teor de biogás referente ao biodigestor de Santa Rita do Sapucaí

Medição	TD (dias)	CH <sub>4</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)	O <sub>2</sub> (%)	H <sub>2</sub> S (ppm)
1 <sup>a</sup>	6	5,4	1,9	19,7	11,0
2 <sup>a</sup>	55	17,72	1,26	7,79	5,0
3 <sup>a</sup>	150	18,84	0,97	0,22	3,0

**Tabela 20.** Teor de biogás referente ao biodigestor de Itajubá- sem aquecimento

Medição	TD (dias)	CH <sub>4</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)	O <sub>2</sub> (%)	H <sub>2</sub> S (ppm)
1 <sup>a</sup>	4	23,47	5,62	9,77	-
2 <sup>a</sup>	100	48,41	3,18	0,17	-

**Tabela 21.** Teor de biogás referente ao biodigestor de Itajubá- com aquecimento

Medição	TD (dias)	CH <sub>4</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)	O <sub>2</sub> (%)	H <sub>2</sub> S (ppm)
1 <sup>a</sup>	4	24,02	5,49	9,08	-
2 <sup>a</sup>	100	49,98	3,57	0,15	-

De acordo com KTBL (2007), os teores de metano para o biogás podem variar entre 45 e 75%, três digestores apresentaram resultados coerentes com a literatura, no entanto os experimentos das cidades de Pouso Alegre e Santa Rita apresentaram resultados abaixo do proposto pelo autor. O município de Santa Rita se destaca pela enorme diferença de teor de metano, sendo este bem inferior aos demais. Mesmo os que apresentaram valores maiores que 45%, apenas um, referente à Varginha, apresentou uma fração final maior que 50%. Segundo Fricke *et al.* (2015) a fração de metano no biogás é influenciada pela temperatura e pelo tipo de processo de operação, contínuo ou em batelada. De acordo com o autor, processos anaeróbios operados em temperaturas mais elevadas, principalmente os que operam na faixa termofílica, apresentam uma maior atividade das bactérias levando a um maior teor de metano e os processos contínuos produzem um biogás com pouca variação de quantidade e qualidade.

Ainda segundo o autor, diferente dos processos contínuos, nos processos em batelada os reatores são carregados com material fresco e fechados para após três ou quatro semanas serem irrigados com água de processo e percolado, promovendo uma maior degradação anaeróbia. Amorim *et al.* (2004) também apresenta a relação entre as temperaturas nas quatro estações do ano e a influência sobre o teor de metano no biogás, demonstrando que temperaturas mais altas contribuem para um biogás mais rico em metano. Todos os biodigestores experimentais foram operados de forma contínua e sob baixas temperaturas, e ainda assim três digestores apresentaram teores de metano com valores coerentes com a literatura. Apenas dois biodigestores apresentaram teor de metano abaixo do que sugerem os autores, o que pode ser justificado pelas condições de operação a que foram submetidos.

Segundo Chernicharo (1997), a composição do biogás muda rapidamente durante o período inicial de digestão e permanece razoavelmente uniforme se operado de maneira estável, isto pôde ser visualizado em todas as medições, principalmente para Varginha, onde houve um maior número de análises, percebe-se uma mudança maior na fração de metano entre a primeira e a segunda medição e uma mudança menor entre as demais medições, sendo que na última há uma pequena redução do teor de metano.

A respeito da proporção de gás carbônico em relação ao metano, Chernicharo (1997) afirma que essa proporção pode variar significativamente, mas os teores típicos de CO<sub>2</sub> no biogás estão entre 20 a 30%, valores muito divergentes ao apresentado pelas análises. Esta diferença entre os valores encontrados e os da literatura, pode ser explicado pela alta solubilidade de CO<sub>2</sub> em água, sendo assim, é provável que a maior parte do dióxido de carbono tenha se solubilizado na água do pistão e não pôde ser lido.

Quanto ao ácido sulfídrico, o único experimento em que se identificou H<sub>2</sub>S foi o da cidade de Santa Rita. Foi também o gás que apresentou odor mais forte durante o período de operação e o único digestor em que houve vazamento de gás devido a furos na mangueira que liga ao gasômetro, sendo necessário algumas vezes o uso de silicone para vedar estes buracos.

#### **6.4. POTÊNCIA ÚTIL**

Para calcular a potência útil que cada município é capaz de gerar a partir dos resultados experimentais, calculou-se a produção de biogás (P<sub>b</sub>) adotado pelo programa Efluentes 1.0 da CETESB, de cada cidade analisada, gerando os resultados apresentados na Tabela 22.

**Tabela 22.** Produção de biogás ( $P_b$ ) encontrado em cada experimento piloto.

<b>Município</b>	<b><math>P_b</math> [kg de biogás/kg de matéria orgânica]</b>
Varginha	0,005
Pouso Alegre	0,024
Santa Rita do Sapucaí	0,050
Itajubá (sem aquecimento)	0,007
Itajubá (com aquecimento parcial)	0,008

Prosseguiu-se com os cálculos da potência útil a partir da Equação 13 e foram obtidos os valores de potência útil teórica que cada município é passível de produzir em um mês. Os valores foram comparados aos encontrados no programa Efluentes da CETESB, como demonstra a Tabela 23. Esta Tabela também apresenta o valor teórico total de potência útil somado os quatro municípios analisados, posto que para Itajubá o valor considerado fora o obtido no experimento com melhores condições para uma biodigestão, que foi o apresentado pelo digestor com aquecimento parcial.

**Tabela 23.** Potência Útil Teórica estimada para cada município.

<b>Município</b>	<b>Potência Útil [kW]</b>	<b>Potência Útil [kW] (Efluentes 1.0 - CETESB)</b>	<b>% de diferença</b>
Varginha	71,39	85	19,0
Pouso Alegre	329,40	390	18,4
Santa Rita do Sapucaí	89,48	106	18,5
Itajubá (sem aquecimento)	77,00	91	18,2
Itajubá (com aquecimento parcial)	87,35	103	17,9
<b>Potência Total Teórico Encontrado</b>	<b>577,62</b>	<b>684</b>	<b>18,4</b>

Os valores encontrados e os estimados pelo programa foram divergentes para todos os municípios e em todos os casos o programa da CETESB apresenta valores de potência superiores. No entanto, embora o programa também aplique uma eficiência de 33%, as perdas relacionadas à coleta do biogás não são consideradas, e os valores de densidade do biogás são corrigidos conforme teor de metano presente no gás, podendo justificar os resultados elevados.

Sabendo que a população analisada experimentalmente constitui 15% da população total do Sul de Minas, pode-se estimar o potencial teórico total do lodo de esgoto gerado por toda a região, considerando condições de operação similares ao testado em escala piloto. A Tabela 24 apresenta o potencial teórico durante o período de um ano das cidades experimentadas e o potencial teórico total para o Sul de Minas Gerais.

**Tabela 24.** Potencial teórico gerado em um ano

<b>Região abrangida</b>	<b>Potência útil teórica em um ano [MW]</b>
Varginha, Pouso Alegre, Santa Rita do Sapucaí e Itajubá	7,00
Sul de Minas Gerais	47

## 6.5. CÁLCULO DE ENERGIA DISPONÍVEL

A Tabela 25 mostra a energia disponível por ano que cada ETE pode gerar e disponibilizar para consumo próprio e a energia que poderia ser produzida em todo o Sul de Minas.

**Tabela 25.** Energia gerada através das ETE's dos municípios analisados e do Sul de Minas Gerais.

<b>Município</b>	<b>Energia (MWh/Ano)</b>
Varginha	437,76
Pouso Alegre	2.019,88
Santa Rita do Sapucaí	548,70
Itajubá (sem aquecimento)	472,16
Itajubá (com aquecimento parcial)	535,63
Energia Total Encontrada	3.541,97
<b>Energia Produzida para o Sul de Minas Gerais</b>	<b>23.613,13</b>

Os resultados demonstram que o lodo gerado por toda a região poderia produzir conceitualmente 23,6 GWh/ano de energia elétrica. A ETE Arrudas objetiva produzir 90% do total de energia que é consumido pela estação, cujo valor é de 13,0 GWh/ano (informação obtida pessoalmente na COPASA); sendo assim, o valor de energia produzida pela região sul

de Minas Gerais, de acordo com este trabalho, seria capaz, caso a prioridade fosse auto-suficiência energética, de produzir energia para quase duas estações do volume da ETE de Sabará. Outro dado significativo é que a ETE Arrudas atende uma população média de 1,6 milhão de habitantes, com uma futura produção de energia em torno 11,7 GWh/ano; assim, os resultados obtidos da região estudada indicam que para uma população de 2,8 milhões de habitantes, existe um potencial energético teórico de 23,6 GWh/ano e que está portanto, proporcionalmente, coerente com a relação população atendida por potencial quando contraposto a Arrudas.

## 6.6. ANÁLISE ECONÔMICA

Esta seção apresenta os resultados da viabilidade financeira de aproveitamento energético do biogás oriundo do tratamento anaeróbio realizado neste trabalho, relacionando-se com cada ETE dos respectivos municípios analisados, aplicando os valores e as metodologias antes descritas.

Para melhor visualização dos custos de investimento, dos custos para geração e consumo de energia e dos parâmetros financeiros, o Quadro 07 compacta os principais parâmetros adotados para os cálculos de viabilidade econômica.

**Quadro 07:** Principais parâmetros adotados para os cálculos de viabilidade econômica.

Parâmetro		Valor	Unidade
Investimento Total	Varginha	685.000,00	R\$
	Pouso Alegre	1.035.000,00	
	Santa Rita do Sapucaí	855.000,00	
	Itajubá (sem aquecimento)	675.000,00	
	Itajubá (com aquecimento parcial)	675.000,00	
Custo de energia elétrica na ETE por habitante atendido		32,49 (> 100 mil hab.) 35,00 (10 mil a 100 mil hab.)	kWh/hab.ano
Custo médio da tarifa de energia aplicada pela CEMIG		301,39	R\$/MWh
Variação anual média das tarifas aplicadas pela CEMIG nos últimos 13 anos		7,95	%
Vida útil do projeto		15	anos
Prazo da dívida (financiamento)		10	anos
Razão da dívida		80	%
Taxa de juros para o financiamento		9	% a.a.
Taxa de interesse ao ano (taxa de desconto)		8	% a.a.

Assim, a partir de todos os dados obtidos nesse trabalho, foi possível realizar os cálculos de viabilidade econômica para cada ETE do seu respectivo município. Esta análise de viabilidade foi realizada a partir do cálculo do VPL e TIR, que podem ser visualizadas no Quadro 08.

Nota-se que nenhuma das ETE's analisadas apresentaram viabilidade econômica para que se possa haver fornecimento de energia elétrica sem que haja prejuízo financeiro para cada estação de tratamento; lembrando que, para os cálculos, foram considerados somente os gastos com a energia consumida anualmente por habitante e com a aquisição dos principais componentes em um cenário de aproveitamento energético do biogás, excluindo custos como manutenção, obras civis e elétricas e gastos com funcionários.

**Quadro 08:** Resultados de VPL e TIR para cada ETE com vida útil de projeto de 15 anos.

<b>Município</b>	<b>TIR (%)</b>	<b>VPL (R\$)</b>
Varginha	< 0,0	- 15.579.835,54
Pouso Alegre	< 0,0	- 11.245.826,04
Santa Rita do Sapucaí	< 0,0	- 4.302.241,54
Itajubá (sem aquecimento)	< 0,0	- 11.807.743,96
Itajubá (com aquecimento parcial)	< 0,0	- 11.562.525,71

Portanto, mesmo com a totalidade das despesas reduzida, observou-se, como fator essencial para a não-viabilidade econômica, a quantidade de energia gerada (receita) não conseguir superar a quantidade de energia consumida (despesa) por habitante, para todas os municípios, durante a vida útil de 15 anos adotado no projeto.

A diferença entre o VPL da ETE de Itajubá, com e sem aquecimento, foi mínimo devido ao curto tempo no qual teve-se um aquecimento do respectivo reator anaeróbio experimental; entretanto, observa-se que houve uma diminuição do valor negativo do VPL para o aquecimento, como era esperado, devido a maior produção de biogás.

Alguns autores afirmam que quanto maior a população de uma cidade, melhor é o retorno financeiro que uma futura estação com aproveitamento energético pode fornecer. Valente (2015), por exemplo, aponta que é possível municípios com populações entre 100 e 200 mil habitantes apresentarem viabilidade econômica em um sistema de geração de energia a partir do biogás proveniente do lodo de esgoto. Entretanto, estes autores consideram em seus estudos um único tipo de biogás gerado (mesmo teor de metano e de volume de biogás), tendo como variáveis as condições estruturais da estação, as etapas do processo de geração de energia elétrica e a quantidade de habitantes atendidas pela ETE; enquanto que, neste

trabalho, o biogás de cada estação mostrou variações quali e quantitativamente. O mesmo pode-se afirmar quanto ao lodo, que apresentou características diferentes, físicas e químicas, nas quatro estações analisadas.

Sendo assim, este trabalho não apresentou uma relação direta entre o número de habitantes e a viabilidade econômica, devido às diferenças entre os biogases gerados de cada município. Prova disto, é a estação de tratamento da cidade de Varginha apresentar uma produção de energia elétrica (437,76 MWh/ano) inferior a da cidade de Santa Rita do Sapucaí (548,70 MWh/ano), muito embora a primeira tenha apresentado o melhor teor de metano (e possuir a segunda maior população do experimento) das análises em seu biogás. A energia elétrica teórica calculada de Varginha não conseguiu superar o município de Santa Rita pelo fato de a segunda apresentar produção volumétrica piloto muito superior ao da primeira, fato este que foi determinante nos cálculos teóricos.

Para as estações de tratamento experimentadas não há possibilidade de viabilidade econômica para a instalação de uma central fornecedora de energia em nenhuma delas. Muito embora os cálculos de potência e de energia demonstraram valores coerentes em comparação com estações onde já existe o aproveitamento energético do biogás, os cálculos econômicos, neste caso, portanto, inviabilizaram projetos neste sentido.

## 7. CONCLUSÕES

O aproveitamento energético do lodo de esgoto ainda é pouco explorado no Brasil, mesmo diante de experiências bem sucedidas fora e dentro do país o número de ETE's com aproveitamento de energia é pequeno e as estações prosseguem com gastos dispendiosos nesta área.

O presente trabalho mostrou, por meio de resultados obtidos experimentalmente, que mesmo diante de condições naturais para a biodigestão, o lodo demonstrou ser uma biomassa rica energeticamente, capaz de produzir bons volumes de biogás ainda que a temperatura ambiente e sem agitação ou adição de substrato.

A temperatura, como já era esperada, apresentou relação direta com a produção e qualidade do gás, mas as expectativas foram superadas quando houve produção ativa de biogás ainda sob temperaturas abaixo da denominada por Chernicharo como temperatura mínima de produção, que são as temperaturas abaixo de 15°C. Isto é, houve produção de biogás na denominada faixa psicrófila.

Quanto ao processo de aquecimento do lodo, ele deve ser feito de forma gradual e sistemática sob o risco de morte das bactérias e *archaeas* caso aconteça de forma inadequada. O digester em que houve aquecimento na metade de seu funcionamento apresentou um período de baixa produção do biogás, explicado pela forma como foi realizado seu aquecimento, onde houve uma variação brusca de temperatura da ordem de 8°C, suficiente para morte ou readaptação de diversas bactérias ao novo ambiente.

O trabalho mostrou que embora o biogás possa apresentar um bom teor de metano, é importante também que ele seja quantitativamente satisfatório para produzir energia. A estação de tratamento da cidade de Varginha apresentou o melhor teor de metano dos gases analisados, porém sua produção foi também a mais baixa, quando correlacionado o tempo de biodigestão com a produção, e isto comprometeu os cálculos de potência e análise econômica.

O potencial energético teórico obtido para as cidades experimentadas apresentaram valores baixos quando analisados isoladamente, o que já era esperado posto se tratar de cidades com população inferior a duzentos mil habitantes, porém a soma obtida de todos os municípios bem como o dimensionamento realizado para toda a região do Sul de Minas Gerais demonstrou resultados importantes obtendo como potencial teórico anual da região o valor de 23,6 GWh/ano.

Embora o potencial teórico obtido total da região seja coerente com potenciais de outras estações onde já existe aproveitamento energético do lodo, os cálculos financeiros demonstraram inviabilidade econômica para a instalação de usinas fornecedoras de energia nas estações de tratamento estudadas, apresentando VPL negativo para todos os projetos. Mesmo para a ETE da cidade de Itajubá onde houve aquecimento da metade para o final do experimento, os cálculos para viabilidade econômica não foram positivos.

O processo de implantação de usinas geradoras de energia em estações de tratamento de esgoto envolve inúmeras variáveis, e muito embora o lodo seja comprovadamente uma biomassa rica energeticamente, há um caminho dispendioso para sua transformação em energia elétrica a ser considerado. Portanto, os custos do processo devem ser ponderados a fim de se saber que os lucros de um projeto deste porte podem demorar a acontecer.

## **7.1. SUGESTÃO PARA TRABALHOS FUTUROS**

Alguns trabalhos futuros poderão ser realizados com a finalidade de melhorar as condições da biodigestão:

- Construção de reatores que possibilitem a agitação do lodo, promovendo a recirculação do mesmo;
- Usar um selo hidráulico no interior do gasômetro entre o biogás e a água, a fim de evitar o contato do mesmo com o líquido;
- Aquecimento externo de modo que a digestão aconteça em temperaturas mesófilas ou até mesmo termófilas;
- Adição contínua de substrato para aumento da carga orgânica e conseqüente melhora da produção de biogás;
- Para a conversão em energia elétrica, simulações piloto de cogeração e até mesmo de aproveitamento do calor residual, obtendo resultados menos teóricos e mais práticos;
- e,
- Análise de pay-back e de sensibilidade para definir a tarifa mínima de viabilidade econômica.

## REFERÊNCIAS

- ADLER, P.; BILLIG, E.; BROSOWSKI, A.; DANIEL-GROMKE, J.; FALKE, I.; FISCHER, E.; GROPE, J.; HOLZHAMMER, U.; POSTEL, J.; SCHNUTENHAUS, J.; STECHER, K.; SZOMSZED, G.; TROMMLER, M.; URBAN, W. *Leitfaden Biogasaufbereitung und -einspeisung*. 5 Ed. Gülzow-Prüzen, Alemanha: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR), p. 164, 2014.
- ALEM SOBRINHO, P. *Tratamento de esgoto e produção de lodo*. In: Biosólidos na agricultura. São Paulo: SABESP, p.7-40, 2001.
- ALVES, A. H.; SANTOS, K. C.; BONFIGLIOLI, P. *Geração de energia a partir de biogás proveniente do tratamento de águas residuárias*. Projeto de Formatura. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (USP), 137 p., 2014
- ALVES, C. A.; CANTILLO-CASTRILLÓN, M.; BASTOS-NETO, M.; AZEVEDO, D. C. S. *Adsorção Multicomponente de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> em Carbono Ativado para Processos de Purificação de Biogás*. XI Congresso Brasileiro de Engenharia Química em Iniciação Científica (COBEQIC), UNICAMP, Campinas/SP, 2015.
- ALVES, J. W. S. *Diagnóstico Técnico Institucional da Recuperação e Uso Energético do Biogás Gerado pela Digestão Anaeróbia de Resíduos*. Dissertação de Mestrado em Energia, Universidade de São Paulo (USP), 165 p., 2000.
- AMORIM, A. C.; LUCAS JUNIOR, J.; RESENDE, K. T. *Biodigestão Anaeróbia de Dejetos de Caprinos Obtidos das Diferentes Estações do Ano*. Engenharia Agrícola – Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering, v.24, n.1, p.16-24, 2004.
- ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. *Biological Wastewater Treatment Series: Sludge Treatment and Disposal*. Aptara Inc., New Delhi, Índia, 2007.
- ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica. *Tarifa Média por Classe de Consumo e Região*. Relatório do Sistema de Apoio à Decisão (SAD). Disponível em: <<http://www2.aneel.gov.br/area.cfm?idArea=550>>. Acessado em: 15/05/2016.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. New York: APHA, WWA, WPCR, 20.ed., 2012
- 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 Ambiental, v.10, n.2, p.152-161, 2005.

AQUINO, V. *Biogás: ótima fonte de energia que é pouco aproveitada*. Revista TAE. Disponível em: <<http://www.revistatae.com.br/noticiaInt.asp?id=6942>>. Acessado em: 04/04/2015.

AVILA FILHO, S.; LOPES, J. R. N.; TORRES, A. C.; MACHADO, A. S. *Sustentabilidade na indústria de bioenergia*. 1<sup>st</sup> International Workshop: Advances in Cleaner Production, São Paulo/SP, 2007.

BARROS, R. M. *Tratado sobre resíduos sólidos: gestão, uso e sustentabilidade*. Rio de Janeiro: Interciência; Minas Gerais: Acta. 374 p., 2012.

BELLI FILHO, P.; CASTILHOS JÚNIOR, A. B.; COSTA, R. H. R.; SOARES, S. R.; PERDOMO, C. C. *Tecnologias para o tratamento de dejetos de suínos*. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.5, p.166-170, 2001.

BERNI, M. D.; BAJAY S. V. *Geração de energia e a digestão anaeróbica no tratamento de efluentes: estudo de caso na indústria de papel*. Anais do III Encontro de Energia no Meio Rural. Campinas, 2003.

BMU - Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. *Development of renewable energy sources in Germany 2011*. Graphics and Tables Version: March 2012. BMU-KI III - Based on statistical data from the Working Group on Renewable Energy - Statistics (AGEE-Stat). Disponível em: <[http://energiogklima.no/wp-content/uploads/2012/06/ee\\_in\\_deutschland\\_graf\\_tab\\_en1.pdf](http://energiogklima.no/wp-content/uploads/2012/06/ee_in_deutschland_graf_tab_en1.pdf)>. Acessado em: 13/09/2015.

BOTHEJU, D.; BAKKE, R. *Oxygen Effects in Anaerobic Digestion – A Review*. The Open Waste Management Journal, v.4, p.1-19, 2011.

BOVE, R.; LUNGHI, P. *Electric power generation from landfill gas using traditional and innovative technologies*. Energy Conversion and Management, v.47, n.11-12, p.1391-1401, 2006.

CAETANO, L. *Proposição de um Sistema Modificado para Quantificação de Biogás*. Dissertação apresentada a Faculdade de Ciências Agrônomicas de Botucatu UNESP, para a obtenção do título de Mestre em Agronomia, área de concentração Energia na Agricultura. Botucatu/SP, 1985.

CAIXA. Plano “Saneamento para Todos”. Disponível em: <[http://www1.caixa.gov.br/gov/gov\\_social/municipal/assistencia\\_tecnica/produtos/financiamento/saneamento\\_para\\_todos/saiba\\_mais.asp](http://www1.caixa.gov.br/gov/gov_social/municipal/assistencia_tecnica/produtos/financiamento/saneamento_para_todos/saiba_mais.asp)>. Acessado em: 15/05/2016.

CARDOSO, A. M.; CLEMENTINO, M. B. M.; MARTINS, O. B.; VIEIRA, R. P.; ALMEIDA, R. V.; ALQUERES, S. M. C.; ALMEIDA, W. I. *Archaea: Potencial Biotecnológico*. Revista Biotecnologia de Ciência e Desenvolvimento, Ed. 30, p. 71-77, 2003.

CASSINI, S. T. *Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás*. Projeto PROSAB, Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 210 p., 2003.

CETESB. Secretaria do Meio Ambiente. *Biogás: projetos e pesquisas no Brasil*; organização Josilene Ticianelli Vannuzini Ferrer; responsável técnico João Wagner Silva Alves. - São Paulo: SMA, 184 p.: il.; 25 cm, 2006

CHAUHAN, A.; SAINI, R. P. *A review on Integrated Renewable Energy System based power generation for stand-alone applications: Configurations, storage options, sizing methodologies and control*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, v.38, p.99-120, 2014.

CHERNICHARO, C. A. L. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias - Reatores Anaeróbios*. Belo Horizonte/MG, v.5, 246p., 1997.

CHERNICHARO, C. A. L. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias In: Reatores anaeróbios*. 2.ed. Belo Horizonte: DESA, UFMG, 380p., 2007.

CHOU, H. H.; HUANG, J. S. *Comparative granule characteristics and biokinetics of sucrose-fed and phenol-fed UASB reactors*. Chemosphere, v.59, n.1, p.107-116, 2005.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Resolução nº375, 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*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 2006.

DI-BERARDINO, S. *Desenvolvimento de um processo tecnológico inovador para o tratamento dos efluentes do processamento de sementes de alfarroba*. Tese de doutorado em Engenharia Sanitária, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 2006.

DWA. DWA A-216: *Energiecheck und Energieanalyse - Instrumente zur Energieoptimierung von Abwasseranlagen nach*. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. Alemanha. 2014.

EPE – Empresa de Pesquisa Energética. *Plano Decenal de Expansão de Energia 2019*. Ministério de Minas e Energia. Brasília: MME/EPE, 2010.

FERNANDES, C. *Digestão Anaeróbia*. Universidade Federal de Campina Grande (UFGC). Disponível em: <<http://www.dec.ufcg.edu.br/saneamento/DigeAnae.html>>. Acessado em: 04/05/2015.

FNR. *Biogas*. Disponível em: <<http://biogas.fnr.de/einstieg/>>. Acessado em 15/10/2015.

- FORESTI, E. *Fundamentos do Processo de digestão anaeróbia*. In: Anais III Taller y Seminario Latinoamericano: tratamiento anaerobio de aguas residuales. Montevideo, Uruguay, pp.99-110, 1994.
- FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; Van HAANDEL; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. F. F. *Fundamentos do tratamento anaeróbio*. IN: CAMPOS, JR. Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: ABES, p.29-52, 1999.
- FRICKE, K; PEREIRA, C.; HEUBNER, C.; HUTTNER, A.; TURK, T. *A Biodigestão de Resíduos Sólidos na Alemanha*. In: Fricke, K.; Pereira, C.; Leite, A.; Bagnati, M. Gestão Sustentável de Resíduos Sólidos Urbanos - transferência de experiência entre Alemanha e o Brasil. Braunschweig: Technische Universität Braunschweig, Alemanha, p.722, 2015.
- GERARDI, M. H. *The Microbiology of Anaerobic Digesters*. Hoboken, New Jersey: John Wiley. 192p., 2003.
- GOMES, H. P. *Eficiência Hidráulica e Energética em Saneamento: Análise Econômica de Projetos*. Rio de Janeiro: ABES, 114 p., 2005.
- GRADY, C. P. L.; DAIGGER, G. T.; LIM, H. C. *Biological wastewater treatment*. Marcel Dekker, Inc. New York/USA, 1999.
- GUJER, W.; ZEHNDER, A. J. B. *Conversion processes in anaerobic digestion*. Water Science and Technology, v.15, n.8, p.127-167, 1983.
- HAHN, H.; KRAUTKREMER, B.; HARTMANN, K.; WACHENDORF, M. *Review of concepts for a demand-driven biogas supply for flexible power generation*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, v.29, p.383-393, 2014.
- HENZE, M.; HARREMOES, P. *Anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactors: a literature review*. Water Science Technology, v.15, p.1-101, 1983.
- HOSSAIN, M. K.; STREZOV, V.; NELSON, P. F. *Thermal characterisation of the products of wastewater sludge pyrolysis*. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, v.85, n.1-2, p.442-446, 2009.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Estimativas da População Residente nos Municípios Brasileiros com data de referência em 1º de Julho de 2015*. Disponível em: <ftp://ftp.ibge.gov.br/Estimativas\_de\_Populacao/Estimativas\_2015/estimativa\_2015\_TCU\_2016\_0211.pdf>. Acessado em: 25/02/2016.

- IRANPOUR, R.; COX, H. H. J.; KEARNEY, R. J.; CLARK, J. H.; PINCINCE, A. B.; DAIGGER, G. T. *Regulations for biosolids land application in U.S. and European Union*. Journal of Residuals Science & Technology, v.1, n.4, p.209-22, 2004.
- JENSEN, J. & JEPSEN, S. E. *The production, use and quality of sewage sludge in Denmark*. Waste Management, v.25, n.3, p.239-247, 2005.
- JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. *Tratamento de Esgotos Domésticos*. 5ª Edição. Rio de Janeiro: ABES, 940p., 2009.
- KALYUSHNYI, S. V.; FEDOROVICH, V. V.; LENS, P. *Dispersed plug flow model for upflow anaerobic sludge bed reactors with focus on granular sludge dynamics*. Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology, v.33, n.3, p.221-237, 2006.
- KENNEDY, K. J. & VAN DEN BERG, L. *Stability and performance of anaerobic fixed film reactors during hydraulic overloading at 10 to 35°C*. Water Research, v.16, n.9, 1391-1398, 1982.
- KORSAK, L. *Anaerobic Treatment of Wastewater in a UASB reactor*. Licentiate Thesis in Chemical Engineering. Department of Chemical Engineering and Technology, Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden, 2008.
- KTBL. *Fraustzahlen Biogas*. (H. Döhler & S. Krötzsch, Eds. - p.181). Darmstadt, Alemanha: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft; Auflage: 1.; Aufl. 2007.
- LeBLANC, R. J.; MATTHEWS, P.; RICHARD, R. P. *Global atlas of excreta, wastewater sludge, and biosolids management: moving forward the sustainable and welcome uses of a global resource welcome uses of a global resource*. Nairobi, 608 p., 2008.
- LEITE, R. C. C.; LEAL, M. R. L. V. *O biocombustível no Brasil*. Novos Estudos – CEBRAP, n.78, p.15-21, 2007.
- LETTINGA, G.; ROERSMA, R.; GRIN, P. *Anaerobic treatment of raw domestic sewage at ambient temperature, using granular bed UASB reactor*. Biotechnology and Bioengineering, v.25, n.7, p.1701-1723, 1983.
- LETTINGA, G.; HULSHOFPOL, L. W.; ZEEMAN, G. *Biological Wastewater Treatment. Part I: Anaerobic wastewater treatment*. Lecture Notes. Wageningen Agricultural University, 1996.
- LOURENÇO, A. P. M.; CAMPOS, C. M. M. *Hydrodynamic behavior of a lab-scale upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB) operated with an adopted hydraulic retention time (HRT) of 12 hours*. Revista Ciência e Agrotecnologia, Lavras, v.33, n.4, p.1139-1144, 2009.

MAGOAROU, P. *Urban wastewater in Europe - what about the sludge?* Proceedings of the EU Workshop on Problems around Sludge, Stresa, Italy, p.9-16, November, 2000.

MARÇAL JUNIOR, E. *Curso de Tratamento de Esgoto – Introdução ao Tratamento de Esgoto*. Apostila elaborada e oferecida gratuitamente pela Empresa de Engenharia Ambiental (EEA), 236p. Disponível em: <<http://www.comitepcj.sp.gov.br/Paginas.php?CodPagina=67>>. Acessado em: 19/05/2015.

MATA-ALVAREZ, J. *Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes*. IWA Publishing, Cornwall, 2003.

MC INERNEY, M. J.; BRYANT, M. P. *Review of Methane Fermentation Fundamentals*. In: WISE, D. L. *Fuel Gas Production from Biomass*. Boca Raton, Fla: CRC Press, p. 19-46, 1981.

MCID - Ministério das Cidades. *Instrução Normativa n° 39*, de 24 de Outubro. Brasília, DOU de 25/10/2012 (n° 207, Seção 1, pg.84), 2012.

METCALF & EDDY. *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*. McGraw-Hill Science, Engineering, Math; Ed.4, 1848p., 2003.

MIELKE, A.; ZÖLSMANN, H.; FISCHER, S.; MARX, C. *Entschwefelung von Biogas in Landwirtschaftlichen Biogasanlagen*. Bayern Biogasforum, v.IV, n.10, p.16, 2013.

MOREIRA, H. C.; VALENTE, V. B. *Aproveitamento Energético de Biogás em Estações de Tratamento de Esgoto: status quo na Alemanha e no Brasil*. In: Fricke, K.; Pereira, C.; Leite, A.; Bagnati, M. *Gestão Sustentável de Resíduos Sólidos Urbanos - transferência de experiência entre Alemanha e o Brasil*. Braunschweig: Technische Universität Braunschweig, Alemanha, p.722, 2015.

MOSEY, F. E. *Mathematical modelling of the anaerobic digestion process, regulatory mechanism for the formation of short-chain volatile acids from glucose*. *Water Science & Technology*, v.15, p.209–232, 1982.

NOYOLA, A.; MORGAN-SAGASTUME, J. M.; LÓPEZ-HERNÁNDEZ, J. E. *Treatment of biogas produced in anaerobic reactors for domestic wastewater: odour control and energy/resource recovery*. *Reviews in Environmental Sciences and Bio/Technology*, v.5, n.1, p.93-114, 2006.

O'ROURKE, J. T. *Kinetics of Anaerobic Treatment at Reduced Temperature*. PhD Thesis, Stanford University, Stanford, CA, USA, 1968.

- ÖZTÜRK, M. *Degradation of acetate and butyrate under shock temperature*. Journal of Environmental Engineering, v.119, n.2, p.321-331, 1993.
- PEDROZA, M. M.; VIEIRA, G. E. G.; SOUSA, J. F.; PICKLER, A. C.; LEAL, E. R. M.; MILHOMEN, C. C. *Produção e tratamento de lodo de esgoto – uma revisão*. Revista Liberato, Novo Hamburgo, v.11, n.16, p.89-XX, 2010.
- PESTANA, M.; GANGHIS, D. *Tratamento de Efluentes*. Centro Federal de Educação Tecnológica (CEFET), Bahia, 69p., 2007.
- POSTGATE, J. R. *The Sulphate-Reducing Bacteria*. Cambridge University Press, Ed.2, 224p., 1984.
- REIS, M. F. *Biotechnologia nos Tratamentos de Efluentes Urbanos e Industriais*. Universidade Oswaldo-Cruz, 49 slides, color. São Paulo, 2009. Disponível em: <<http://slideplayer.com.br/slide/42961/>>. Acessado em: 15/04/2015.
- ROBRA, S.; RAUSSEN, T. Aproveitamento energético do biogás. In: Perreira, Christiane; Fricke, Klaus. 2º Congresso Técnico Brasil-Alemanha - Gestão Sustentável de Resíduos Sólidos Urbanos, Florianópolis/SC, 2014.
- RODRIGUES, A. A. L. S. *Co-digestão anaeróbia de resíduos de natureza orgânica*. Dissertação de Mestrado em Gestão Ambiental, Materiais e Valorização de Resíduos. Universidade de Aveiro, Portugal, 2005.
- SANTOS, A. H. M. *et al. Conservação de Energia: Eficiência Energética de Instalações e Equipamentos*. Itajubá/MG: FUPAI, p.467, 2001.
- SANTOS, R. F.; BORSOI, A.; SECCO, D.; SOUZA, S. M. M.; CONSTANZI, R. N. *Brazil's potential for generating electricity from biogas from stillage*. World Renewable Energy Congress. Sweden, p.425-432, 2011.
- SAWEYR, C. N.; McCARTY, P. L. *Chemistry for environmental engineering*. McGrawHill, Ed.3, 532p., Michigan, 1978.
- SILVA, C. A. B. V. *Limpeza e Purificação do Biogás*. Dissertação de Mestrado em Engenharia Mecânica, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Portugal, 2009.
- SILVA, W. R. *Estudo Cinético do Processo de Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Vegetais*. Tese de doutorado em Química, Universidade Federal da Paraíba (UFPB). João Pessoa/PB, 2009.

SILVA FILHO, L. F. *Avaliação da Remoção de Sulfeto de Hidrogênio do Gás Natural em uma Coluna de Absorção*. Dissertação de Mestrado em Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), Natal/RN, 2009.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. *Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2007*. Brasília: Ministério das Cidades, publicado em 2015. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2007>>. Acessado em: 15/07/2015.

SOUZA, M. E. *Fatores que influenciam a digestão anaeróbia*. Revista DAE, v.44, n.137, p.88-94, 1984.

TEMPLETON, L. L.; GRADY, C. P. L. *Effect of culture history on the determination of biodegradation kinetics by batch and fed-batch techniques*. Journal Water Pollution Control Federation, v.60, n.5, p.651-658, 1988.

VALENTE, V. B. *Análise de viabilidade econômica e escala mínima de uso do biogás de reatores anaeróbios em Estações de Tratamento de Esgoto no Brasil*. Dissertação de Mestrado - Programa de Planejamento Energético. UFRJ/COPPE, Rio de Janeiro, 182 p., 2015.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. *Tratamento anaeróbio de esgotos: Um manual para regiões de clima quente*. Campina Grande/PB, 240p., 1994.

VAN LIER, J. B.; TILCHE, A.; AHRING, B. K.; MACARIE, H.; MOLETTA, R.; DOHANYOS, M.; HULSHOFF POL, L. W.; LENS, P.; VERSTRAETE, W. *New Perspectives in Anaerobic Digestion*. Water Science and Technology, v.43, n.1, p.1-18, 2001.

VERONEZ, R. G., ORRA, A. A.; RIBEIRO, R.; ZAIAT, M.; RATUSZNEI, S. M.; RODRIGUEZ, J. A. D. *A simplified analysis of granule behavior in ASBR and UASN reactors treating low-strength synthetic wastewater*. Brazilian Journal of Chemical Engineering, v.22, n.3, p.361-369, 2005.

VISSER, A. *Anaerobic treatment of sulphate containing in waste water*. In: International course of anaerobic treatment. Wageningen Agricultural University – IHE Delft. Wageningen, 17-28 Jul. 1995.

VLYSSIDES, A.; BARAMPOUTI, E.M.; MAI, S. *Determination of granule size in a UASB reactor*. Journal of Environmental Management, v.86, n.4, p.660-664, 2008.

VON SPERLING, M. *Princípios básicos do tratamento de esgotos - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. Belo Horizonte, UFMG, v.2. 1996.

WEF - Water Environmental Federation. *Waste water residuals stabilization - manual of practice FD-9*. Alexandria, USA, 244 p., 1995.

WEITHÄUSER, M.; SCHOLWIN, F.; FISCHER, E.R.; GROPE, J.; WEIDELE, T.; GATTERMANN, H. *Tratamento do Biogás e Opções de Utilização*. Guia Prático do Biogás: Geração e Utilização. In FNR: Alemanha, p. 115, 2010.

YETILMEZSOY, K.; SAKAR, S. *Development of empirical models for performance evaluation of UASB reactors treating poultry manure wastewater under different operational conditions*. Journal of Hazard Materials, v.153, n.1-2, p.532-543, 2008.

ZANIN, L.; BECKER, M. V.; SANTOS, P. S. *Potencial de energia a partir de águas residuais urbanas*. Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), 2014.