

# BIOGÁS

## DESENVOLVIMENTO DE SOLUÇÕES TECNOLÓGICAS

A PARTIR DO BIOGÁS PRODUZIDO EM SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS E RESÍDUOS SÓLIDOS PARA A GERAÇÃO DE ENERGIA



### COORDENADOR

JOSÉ FERNANDO THOMÉ JUCÁ

### COORDENADORES INSTITUCIONAIS:

ADRIANUS VAN HAANDEL / UFCG

ANTONIO MARCOS MASSAO HACHISUCA / ITAI

FRANCISCO SUÊNTONIO BARRIS MOTA / UFC

ISAAC VOLSCHAN JUNIOR / UFRJ

JÉFERSON MENEGUIN ORTEGA / UFMS

JOSÉ FERNANDO THOMÉ JUCÁ / UFPE

PAULO BELLI FILHO / UFSC

SAMUEL NELSON MELEGARI DE SOUZA / UNIOESTE

SÉRVIO TÚLIO ALVES CASSINI / UFES

**Coordenador**

**José Fernando Thomé Jucá**

**DESENVOLVIMENTO DE SOLUÇÕES TECNOLÓGICAS A PARTIR  
DO BIOGÁS PRODUZIDO EM SISTEMAS DE TRATAMENTO DE  
ESGOTOS E RESÍDUOS SÓLIDOS PARA A GERAÇÃO DE ENERGIA**

2026 José Fernando Thomé Jucá (Organizador)

Biogás : desenvolvimento de soluções tecnológicas  
a partir do biogás produzido em sistemas de  
tratamento de esgotos e resíduos sólidos para a  
geração de energia [livro eletrônico] /  
coordenador José Fernando Thomé Jucá. --  
Recife, PE : Ed. dos Autores, 2026.  
PDF

Vários autores  
Bibliografia.  
ISBN 978-65-02-02704-2

1. Aterros sanitários 2. Biogás - Produção  
3. Energia - Fontes alternativas 4. Esgotos -  
Tratamento 5. Resíduos sólidos 6. Saneamento  
ambiental I. Jucá, José Fernando Thomé.

26-349111.1

CDD-370.113

**Índices para catálogo sistemático:**

1. Biogás : Tecnologia de produção : Educação  
profissional 370.113

Suelen Silva Araújo Oliveira - Bibliotecária - CRB-8/11482

Diagramação e Capa | Alden Harada Ferrari  
Revisão de Texto | Tanúzia Maria Vieira Espírito Santo

# **INSTITUIÇÕES PARTICIPANTES**

**UFPE, UFCG, UFC, UFSC, UFMS,  
UFES, UFRJ, UNIOESTE, ITAI**

## **COORDENADORES INSTITUCIONAIS**

José Fernando Thomé Jucá	UFPE
Adrianus Van Haandel ( <i>in memoriam</i> )	UFCG
Antônio Marcos M Hachisuca	ITAI
Isaac Volschan Junior	UFRJ
Francisco Suêtonio Barros Mota	UFC
Paulo Belli Filho	UFSC
Samuel Nelson Melegari de Souza	UNIOESTE
Sérvio Túlio Alves Cassini	UFES
Jéferson Meneguim Ortega	UFMS

## **INSTITUIÇÕES FINANCIADORAS**

Financiadora de Estudos e Projetos (Finep) e Conselho Nacional de  
Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq)



# EQUIPES DOS PROJETOS DE PESQUISA

## UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO

José Fernando Thomé Jucá	Coordenador Geral
Maria Odete Holanda Mariano	Pesquisadora
Alessandra Lee Barbosa Firmo	Pesquisadora
Ângela Cristina Melo-Schlub	ITI-A
Arthur Pimentel de Andrade	ITI-A
Daniela dos Santos Santana	SET-G
Débora Gonçalves Vasconcelos	ITI-A
Deodoro Barbosa de Souza	ATP - A
Edil Mota Lins	DTI-C
Ericka Patrícia Lima de Brito	DTI-B
Guilherme José Correia Gomes	ITI-A
João Paulo Sá Neves	ITI-A
Katia Botelho Torres Galindo	DTI-C
Laís Roberta Galdino de Oliveira	DTI-B
Leandro Cesar Santos da Silva	SET-I
Liliana Andréa dos Santos	Pesquisadora
Nayara Torres Belfort Acioli	ITI-A
Rebeca Beltrão Valença	DTI-C
Rosana do Carmo Silva	DTI-C
Sávio Henrique de Barros Holanda	DTI-C
Talita Vasconcelos de Lucena	DTI-C
Tatiana Gusmão de Mendonça Pereira	ITI-A
Vânia Kelly da Silva	ITI-A

## INSTITUTO DE TECNOLOGIA APLICADA E INOVAÇÃO

Antonio Marcos Massao Hachisuca	Coordenador
Dabit Gustavo Sonoda	DTI-B
Felipe Souza Marques	DTI-B
Isabela Aguiar Dias	DTI-C
Larissa Andréia Wagner Machado Justino	DTI-B
Liz Rosana Alvarez Ferreira	DTI-B
Mateus Terukiyo Handa Junior	DTI-C

## **UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ**

Francisco Suetonio Mota	Coordenador
Izabel Maria Almeida Lima	DTI-C
Jéssyca Alves Lira	ATP - B
Wildson Max Barbosa da Silva	DTI-B
Gemmelle Oliveira Santos	Colaboradora
Lorena Soares Monteiro	Colaboradora
José Demontier Vieira de Souza Filho	Colaborador

## **UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE**

Adrianus Van Haandel	Coordenador
Breno Moura de Araújo Nóbrega	ITI-A
Cristiane da Costa Bezerra	DTI-C
Danikelly Silva Damasceno	DTI-C
Emanoel da Silva Carvalho	ATP - A
Jeovana Jisla das Neves santos	ITI-A
João Paulo de Oliveira Simões	DTI-C
Kalina Ligia Sousa Duarte	ATP - A
Kellianny Oliveira Aires	DTI-C
Larissa Freitas Farias	ITI-A
Paulo Wagner Pereira Antunes	DTI-A
Pedro Igor Bezerra Batista	ITI-A
Raquel Freitas Reis	DTI-C
Rômulo de Medeiros Caribé	ATP - A
Silvânia Lucas dos Santos	DTI-B
Silvia Raphaele Morais Chaves	Pesquisadora
Veruschka Escarião Dessoles Monteiro	Pesquisadora

## **UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO**

Servio Tulio Alves Cassini	Coordenador
Caio Roberto Oliveira de Moraes	ITI-A
Clarissa Abreu Cruz	ITI-A
Claudio Teixeira Paixão	ITI-A
Cristiane de Oliveira Veronesi	DTI-B
Eduardo Silva de Paula	ITI-A
Rayana Guzzo da Silva	ITI-A
Rodrigo Nunes Oss	DTI-B
Romenique Raton	DTI-C

Sara Aparecida Francisco	DTI-C
Thatiana Carvalho Coimbra	ITI-A
Yohanna Mayelle Gomes	DTI-B

### **UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL**

Jéferson Meneguín Ortega	Coordenador
André da Costa Borges da Silva	ITI-A
Eduardo Martins Moreno	ITI-A
Jamson Justi	DTI-B
Jeandro da Costa Dias	DTI-C
João Carlos Siqueira	DTI-C
Karen Thayná da Rosa	ITI-A
Marco Antônio Casarin	DTI-C
Marco Antonio Toshiaki Endo	DTI-C
Raphael Ceni Gomez	DTI-C
Vanessa Braga Rodrigues	ITI-A

### **UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO**

Isaac Volschan Junior	Coordenador
Bruno de Oliveira Dias	ITI-A
Fernanda Maria Josuinkas	DTI-B
Juliana Lemos Soares	DTI-C
Magali Christe Cammarota	Pesquisadora
Marcos Flavio dos Santos Chataque	ITI-A
Raissa Bahia Guedes	DTI-C

### **UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA**

Paulo Belli Filho	Coordenador
Armando Borges de Castilhos Jr	Pesquisador
Edson Bazzo	Pesquisador
Willian César Nadaleti	Pesquisador
Djema Maria Cristiano	Pesquisador
Nelson Libardi Junior	Pesquisador
Isabela da Cruz Bonatto	Pesquisador
Tales Abreu Tavares de Souza	Pesquisador
Diogo Ykeda	Pesquisador
Vitor Valente Henrique Neves Freire	Pesquisador
Diego Andres Gutierrez Mendoza	DTI-C

Douglas Buytendorp Bizarro	DTI-B
Douglas Lima Ramiro	DTI-B
Gabriel Vinicius Casarin	ITI-A
Hugo Adolfo Gosmann	DTI-B
Hugo Adolfo Gosmann	DTI-B
Julian Esteban Barrera Torres	DTI-B
Laís Tommasi Marcon	ITI-A
Mariane Wolff Pereira	ITI-A
Marlon André Capanema	DTI-C
Paula Megumi Kawahara	ITI-A
Ricardo Morel Hartmann	DTI-B
Thiago Darós Fernandes	ITI-A
Wanderli Rogério Moreira Leite	DTI-B

#### **UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ**

Samuel Nelson Melegari de Souza	Coordenador
Juliano de Souza	Colaborador
Reinaldo Aparecido Bariccatti	Colaborador
Roberto Cayetano Lotero	Colaborador
Romeu Reginato	Colaborador
Yuri Ferruzzi	Colaborador

# Sumário

PREFÁCIO .....	21
<b>CAPÍTULO 1: BIODIGESTÃO DE RESÍDUOS E GERAÇÃO DE BIOGÁS .....</b>	<b>23</b>
1.1 INTRODUÇÃO .....	24
1.2 BIODIGESTÃO DE RSU E GERAÇÃO DE BIOGÁS .....	25
1.3 CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU) : PARÂMETROS RELEVANTES PARA A GERAÇÃO DE BIOGÁS .....	26
1.3.1 Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos .....	26
1.3.2 Características dos resíduos sólidos urbanos.....	28
1.4 ENSAIO DO POTENCIAL BIOQUÍMICO DO METANO (BMP) E BIORREADORES DE LABORATÓRIO .....	36
1.5 FATORES PARA OTIMIZAÇÃO DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS .....	40
1.5.1 Uso de inóculos.....	40
1.5.2 Controle de pH .....	44
1.5.3 Pré-tratamento biológico (Silagem).....	46
1.5.4 Uso de consórcios microbianos específicos para resíduos envelhecidos .....	47
1.6 ESTUDOS EXPERIMENTAIS EM REATORES EM ESCALA DE INTERMEDIÁRIA.....	48
1.7 ESTUDOS EXPERIMENTAIS EM REATORES EM ESCALA DE CAMPO .....	50
1.7.1 Instalação Piloto de Metanização em Duas Fases de Resíduos Sólidos Orgânicos da UFSC .....	50
1.7.2 Planta piloto de metanização de resíduos orgânicos do CEASA/PE.....	64
1.8 REFERÊNCIAS.....	73
<b>CAPÍTULO 2: APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DO BIOGÁS EM ATERROS SANITÁRIOS.....</b>	<b>83</b>
2.1 INTRODUÇÃO .....	84
2.2 MODELOS DE GERAÇÃO DE BIOGÁS EM ATERROS SANITÁRIOS.....	85

2.2.1 Método de Inventário do IPCC .....	85
2.2.2 Modelo LandGEM .....	86
2.2.3. Método de Projeto .....	88
2.3 CAMADA DE COBERTURA.....	88
2.3.1 Definições e Tipos .....	88
2.3.2 Camadas Convencionais .....	89
2.3.3 Camadas Alternativas .....	90
2.3.4 Camadas Evapotranspirativas .....	90
2.3.5 Camadas Oxidativas .....	91
2.4 INFILTRAÇÕES.....	92
2.5 EMISSÕES.....	93
2.6 ENSAIOS DE CAMPO E LABORATÓRIO .....	94
2.6.1 Ensaio de Coluna .....	94
2.7 INSTRUMENTAÇÃO E MONITORAMENTO .....	98
2.7.1 Emissões.....	98
2.7.2. Medição de Infiltração .....	100
2.7.3 Medição de Temperatura e Umidade do Solo.....	100
2.7.4 Medição de Pressão e Concentração de Biogás .....	101
2.7.5 Medição de Fluxo de Biogás.....	102
2.8 ESTUDOS EXPERIMENTAIS .....	103
2.8.1 Em células experimentais .....	102
2.8.1.1 Caracterização qualitativa do biogás gerado no aterro sanitário .....	109
2.8.2. Estimativa teórica de geração de biogás no aterro: Estudo de caso .....	109
2.8.3 Medições em campo dos gases emitidos pelos drenos.....	110
2.8.4 Simulações de geração de biogás .....	112
2.8.5 Estimativas de Geração de Metano .....	114

2.8.6 Redução da emissão de biogás pela camada de cobertura de aterros .....	117
2.9 ESTUDOS DE CAMPO .....	119
2.9.1 Redução da emissão de biogás pela superfície em uma célula experimental.....	119
2.9.2 Redução da emissão de biogás pela superfície em um aterro sanitário.....	125
2.10 ESTUDOS DE LABORATÓRIO (UFPE) .....	131
2.11 REFERÊNCIAS .....	133
<b>CAPÍTULO 3:TECNOLOGIA DE TRATAMENTO, CONCEPÇÃO DA ETE E GERAÇÃO E O USO DO BIOGÁS .....</b>	<b>141</b>
3.1 INTRODUÇÃO .....	142
3.2 CONFIGURAÇÃO PARA GERAÇÃO DE BIOGÁS .....	144
3.2.1 Configuração para sistemas anaeróbios de tratamento.....	144
3.2.2 Configuração para a digestão de lodo aeróbio de excesso .....	148
3.2.3 Configuração para digestão de algas de lagoas de polimento .....	156
3.3. QUANTIDADE DE BIOGÁS .....	166
3.3.1 Potencial de produção de metano em sistemas de tratamento anaeróbio .....	166
3.2.2 PPotencial de produção de metano em digestores de lodo aeróbio.....	170
3.2.3 Pré-tratamentos biomassa microalgas.....	174
3.2.4 Potencial de produção de metano a partir da massa de algas .....	176
3.4 COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS.....	177
3.5 DIÓXIDO DE CARBONO. ....	181
3.6 VAPOR DE ÁGUA .....	182
3.7 NITROGÊNIO.....	183
3.8 GÁS SULFÍDRICO .....	184
3.9 CÁLCULO ITERATIVO DA PRODUÇÃO E COMPOSIÇÃO DE BIOGÁS .....	188
3.10 COLETA DE BIOGÁS.....	192
3.11 GERAÇÃO DE ENERGIA A PARTIR DO BIOGÁS.....	196

3.12 CONCLUSÕES .....	198
3.13 REFERÊNCIAS .....	199
<b>CAPÍTULO 4 PURIFICAÇÃO E ENRIQUECIMENTO DE BIOGÁS.....</b>	<b>207</b>
4.1 INTRODUÇÃO .....	208
4.2 BIOGÁS.....	208
4.3 BIOMETANO PARA APLICAÇÃO VEICULAR E OUTROS USOS.....	210
4.4 PROCESSOS DE PURIFICAÇÃO E ENRIQUECIMENTO DE BIOGÁS .....	212
4.5 PURIFICAÇÃO DE BIOGÁS .....	215
4.5.1 Remoção de Umidade.....	215
4.5.2 Secagem por condensação.....	216
4.5.3 Secagem por Adsorção e Absorção .....	217
4.6 REMOÇÃO DE H <sub>2</sub> S .....	221
4.7 PURIFICAÇÃO DURANTE A DIGESTÃO ANAERÓBIA .....	223
4.7.1 Adição de cloreto de ferro no digestor.....	223
4.7.2 Adição de oxigênio no sistema: micro-oxigenação .....	223
4.7.3 Adição de nitrato.....	224
4.8 PURIFICAÇÃO APÓS A DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	224
4.8.1 Absorção física.....	225
4.8.2 Absorção química.....	225
4.8.3 Adsorção .....	226
4.8.4 Separação por membranas.....	230
4.8.5 Processos biológicos.....	231
4.9 DETECÇÃO E REMOÇÃO DE SILOXANOS.....	232
4.9.1 Medição alternativa de siloxano .....	233
4.10 REMOÇÃO DE SILOXANO.....	234
4.10.1 Adsorção .....	234

4.10.2 Absorção .....	234
4.10.3 Hidrólise química.....	235
4.10.4 Peroxidação: da cura a não formação de siloxanos .....	235
4.11 REMOÇÃO DE CO <sub>2</sub> .....	236
4.11.1 Absorção com água.....	236
4.11.2 Adsorção por balanço de pressão (PSA) .....	237
4.11.3 Separação por membranas.....	239
4.12 PESQUISAS PARA A PURIFICAÇÃO DE BIOGÁS .....	240
4.12.1 Óxido de Ferro Nanoestruturado para Remoção de H <sub>2</sub> S.....	240
4.13 PURIFICAÇÃO DE GÁS DE ATERRO SANITÁRIO USANDO ZEÓLITA 4A .....	242
4.14 LAVADOR DE BIOGÁS DE BAIXA PRESSÃO PARA REMOÇÃO DE CO <sub>2</sub> E H <sub>2</sub> S .....	245
4.15 CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	246
4.16 REFERÊNCIAS .....	247
<b>CAPÍTULO 5 :GERAÇÃO DE ENERGIA UTILIZANDO BIOGÁS ORIUNDO DE RESÍDUOS SÓLIDOS E LÍQUIDOS URBANOS .....</b>	<b>254</b>
5.1 INTRODUÇÃO .....	255
5.2 BIOGÁS COMO COMBUSTÍVEL.....	256
5.2.1 Combustão do biogás .....	256
5.2.2 Poder calorífico .....	257
5.2.3 Limite de inflamabilidade e velocidade da chama.....	258
5.2.4 Temperatura da chama e umidade do biogás .....	258
5.3. GERAÇÃO DE ENERGIA COM BIOGÁS .....	259
5.3.1 Microturbinas a Gás .....	260
5.4. CONJUNTO MOTOR DE COMBUSTÃO INTERNA (MCI) GERADOR DE ELETRICIDADE .....	263
5.4.1 Teoria dos motores de combustão interna .....	264
5.4.2 Gerador de eletricidade.....	268

5.4.3. Motores geradores de eletricidade a biogás .....	271
5.5. ESTUDOS DE CASO SOBRE GERAÇÃO DE ELETRICIDADE COM BIOGÁS .....	275
5.5.1 Performance de motor gerador operando com biogás.....	275
5.6 CONSIDERAÇÕES SOBRE A MELHORIA DO RENDIMENTO DE MOTORES GERADORES A BIOGÁS.....	278
5.7 MOTOR OPERANDO NO MODO DUAL.....	279
5.8 DINÂMICA DE MICROTURBINA A GÁS SINGLE-SHAFT CONECTADA À REDE .....	283
5.9 CONCLUSÕES E IMPACTOS NA CONEXÃO À REDE .....	288
5.10 REFERÊNCIAS .....	289
<b>CAPÍTULO 6: REGULAÇÃO E ANÁLISE ECONÔMICA DA GERAÇÃO DE ENERGIA EM ETE E AS.....</b>	<b>294</b>
6.1. INTRODUÇÃO .....	295
6.2. FUNDAMENTOS DA GERAÇÃO DISTRIBUÍDA .....	295
6.3. ASPECTOS REGULATÓRIOS DA COMERCIALIZAÇÃO DE ENERGIA .....	297
6.4 AMBIENTE DE NEGÓCIO FOCADO EM ETES E ASS.....	304
6.5 ANÁLISE DE VIABILIDADE ECONÔMICA .....	308
6.6. MODELAGEM MATEMÁTICA DA GERAÇÃO DE EE EM ETES E ASSa.....	313
6.6.1. Modelagem das ETES.....	313
6.7 MODELAGEM DE ASS.....	321
6.7.1 Análise do Ambiente de Negócio.....	324
6.8. SIMULAÇÕES .....	326
6.9. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	331
6.10 REFERÊNCIAS .....	332

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Organograma da rede de pesquisa.....	22
Figura 2 Procedimento de quarteamento de resíduos sólidos.....	28
Figura 3 Teor de sólidos voláteis nos RSU em diferentes estágios de decomposição.....	31
Figura 4 Biorreatores utilizados para determinação do potencial de biogás e metano.....	38
Figura 5 Reatores piloto de escala intermediária.....	50
Figura 6 Representação esquemática de reator com um estágio.....	54
Figura 7 Representação esquemática de reator com dois estágios.....	55
Figura 8 Esquema geral do sistema de metanização da UFSC.....	60
Figura 9 Reator acidogênico.....	61
Figura 10 Reator metanogênico.....	62
Figura 11 Correlação entre a composição gravimétrica média e a frequência de aparecimento dos resíduos do CEASA/PE – Recife nos galpões em estudo entre os anos de 2019 e 2020.....	66
Figura 12 (a) Planta em escala piloto de digestão anaeróbia instalada no CEASA-PE; (b) Triagem dos resíduos orgânicos.....	67
Figura 13 Relação da Produção acumulada e concentração de metano na codigestão do RSO com inóculos aclimatado no Biodigestor Horizontal.....	68
Figura 14 Fluxograma do sistema de biodigestão anaeróbia instalado no CEASA/PE.....	69
Figura 15 Comportamentos das variações temporais das porcentagens de gás metano, dióxido de carbono e oxigênio no R3.....	73
Figura 16 Balanço Hídrico em um aterro sanitário.....	95
Figura 17 Sistema de colunas em funcionamento.....	98
Figura 18 Técnicas de Medição de Emissões:.....	102
Figura 19 Perfil do infiltrômetro instalado na camada de cobertura.....	103
Figura 20 Instrumentação para medidas de umidade e temperatura.....	103
Figura 21 (a) Termômetro e (b) medidor de umidade.....	104
Figura 22 Perfil esquemático da instrumentação para medidas de temperatura, umidade e concentração de biogás em profundidade.....	104
Figura 23 Equipamentos utilizados em ensaios de câmara de fluxo.....	105
Figura 24 Configuração da célula experimental de RSU. UFCG.....	106
Figura 25 Evolução das concentrações de gases ao longo do monitoramento na célula experimental. UFCG.....	108
Figura 26 Procedimentos de amostragem no aterro sanitário de Brusque, SC.....	112
Figura 27 Curvas de estimativa de geração de metano – Cenário 1.....	117
Figura 28 Curvas de estimativa de geração de metano – Cenário 2.....	118
Figura 29 Curvas de estimativa de geração de metano - Cenário 3.....	119
Figura 30 Distribuição dos módulos com a grama e capins.....	123
Figura 31 Vista do processo de cravação da placa em uma camada cultivada da CE e medição do fluxo de gás.....	125
Figura 32 Distribuição dos módulos com diferentes materiais de cobertura na célula experimental.....	127

Figura 33 Média geral das concentrações de CH <sub>4</sub> e CO <sub>2</sub> nas emissões das diversas camadas de cobertura da célula experimental. ....	127
Figura 34 Distribuição dos módulos com diferentes materiais de cobertura.....	129
Figura 35 Montagem das camadas sobrepostas à camada original de cobertura.....	130
Figura 36 Montagem das colunas de PVC.....	134
Figura 37 Eficiência de oxidação de CH <sub>4</sub> das Colunas 1 (a) e 2 (b).....	135
Figura 38 Produção de biogás a partir do tratamento anaeróbio.....	148
Figura 39 Representação esquemática de um reator UASB convencional.....	149
Figura 40 TDH necessário para a eficiência de digestão máxima em função da temperatura, segundo a Norma Brasileira NBR 12.209/11.....	151
Figura 41 Máxima eficiência de digestão em função da temperatura.....	152
Figura 42 Representação esquemática de digestores de lodo aeróbio de um e de dois estágios.....	155
Figura 43 Configuração das fases líquida e sólida do tratamento dos esgotos, quando empregada a decantação primária.....	158
Figura 44 Otimização do sistema tanque de aeração decantador.....	159
Figura 46 Representação esquemática de uma lagoa para o tratamento de águas residuárias e os processos biológicos que nela se desenvolvem.....	162
Figura 47 Integração de Tratamento Anaeróbio de Esgotos com sistema de produção de biomassa de Microalgas visando seus múltiplos aproveitamentos.....	164
Figura 48 - Principais sistemas de crescimento de biomassa microalgácea.....	165
Figura 49 Fração da DQO afluente convertida em função da idade de lodo anaeróbio para diferentes temperaturas (fus = 0,14 e fup = ,06).....	174
Figura 50 Fração da DQO no lodo de excesso que pode ser convertida em metano no digestor de lodo em função da idade de lodo para temperaturas de 25e 35 °C.....	176
Figura 51 Representação esquemática do equilíbrio dos diferentes componentes de biogás entre as fases gasosa e líquida.....	185
Figura 52 Pressão parcial de CO <sub>2</sub> em biogás em função da alcalinidade para diferentes valores do pH na fase líquida.....	186
Figura 53 Diagrama mostrando a divisão de espécies de sulfeto na fase líquida em função do pH e as espécies de sulfeto (H <sub>2</sub> S e HS- no efluente e H <sub>2</sub> S no biogás) em função da razão Qg/Ql.....	192
Figura 54 Representação esquemática da retirada de gás do reator UASB com corta-chama.....	198
Figura 55 Corta chama já construído com visor e manômetro.....	199
Figura 56 Flare do reator UASB de Matão (SP).....	199
Figura 57 Balão de armazenamento do UASB.....	200
Figura 58 Exemplo de Desumidificador.....	224
Figura 59 Dispositivo utilizando peneira molecular.....	226
Figura 60 Instalação de purificação de biogás com duas colunas de óxido de ferro em paralelo.....	234
Figura 61 Lavador biológico na usina de Bruck/Leitha (Áustria) com capacidade de 800 m <sup>3</sup> /h de biogás bruto.....	239
Figura 62 Unidade típica de enriquecimento de biogás com Water Scrubbing: usina de Könnern (Alemanha) com capacidade de 1250 m <sup>3</sup> /h.....	244
Figura 63 Esquema de um sistema de adsorção por balanço de pressão (PSA).....	245

Figura 64 Esquema de remoção de CO <sub>2</sub> com membranas.....	246
Figura 65 Unidade típica de enriquecimento de biogás com membranas: usina de Kisslegg (Alemanha) com capacidade de 500 m <sup>3</sup> /h.....	247
Figura 66 Pellets de óxido de ferro.....	248
Figura 67 Sistema experimental para testes com óxido de ferro nanoestruturado.....	249
Figura 68 Esquema de cartucho com a Zeólita.....	251
Figura 69 Lavador de gases de baixa pressão simplificado.....	252
Figura 70 Fluxograma resumido da conversão do biogás.....	264
Figura 71. Ciclo de uma microturbina a gás.....	268
Figura 72 Microturbinas instaladas (conjunto de 3 microturbinas), com 41 - 81 kVA.....	271
Figura 73 Misturador venturi para biogás.....	274
Figura 74 Misturador venturi para biogás.....	278
Figura 75 Sistema de alimentação de gás combustível.....	280
Figura 76 Grupo gerador a biogás de 100 kVA.....	283
Figura 77 Eficiência global do conjunto motogerador e do motor.....	284
Figura 78 Consumo específico em diferentes cargas.....	285
Figura 79 GMG Branco modelo BD-6500CF.....	288
Figura 80 Acoplamento Ar/Gás.....	288
Figura 81 Consumo em função da carga.....	289
Figura 82 Consumo específico em função da carga.....	290
Figura 83 Economia em função da carga.....	290
Figura 84 Sistema de geração com microturbina a gás single-shaft.....	292
Figura 85 Dinâmica em resposta a uma variação brusca de referência: esquerda – malha de controle de velocidade; direita – malha de controle da tensão do elo CC.....	293
Figura 86 Comportamento transitório da microturbina a gás durante falta para microturbina operando à meia potência.....	295
Figura 87 – Evolução do número de unidades consumidoras com Geração Distribuída e da potência instalada a partir da publicação da Resolução 482/2012.....	310
Figura 88 Fluxo de caixa típico para ETEs que geram EE, baseado na REN 482/12.....	312
Figura 89 Cascadeamento de créditos em ETEs urbanas.....	313
Figura 90 - Perfil da matriz elétrica brasileira em 2020.....	314
Figura 91 - Percentual de municípios com rede coletora de esgoto, segundo as Grandes Regiões – 2000/2008.....	315
Figura 92 - Benefícios da geração de EE em ETE Urbanas.....	317
Figura 93 – Diagrama de influência considerando a geração de EE em uma ETE.....	321
Figura 94 Diagrama de influência considerando a geração de EE em um AS.....	321
Figura 95 - Estrutura do modelo para análise de viabilidade econômica da geração de EE a partir do biogás em ETE e AS.....	322
Figura 96 - Interface inicial do modelo de simulação.....	336
Figura 97 – Tela de especificação da tecnologia Grupo Gerador.....	339
Figura 98 Tela de especificações da tecnologia Microturbina.....	339
Figura 99 Ordem de prioridade no cascadeamento de créditos.....	340

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 pH das diferentes frações do RSU .....	32
Tabela 2 Relação C/N das diferentes frações do RSU.....	34
Tabela 3 Tipos de resíduos estudados e principais características importantes nos estudos de biodegradação.....	36
Tabela 4 Características referentes aos biorreatores utilizados pelos pesquisadores.....	37
Tabela 5 Modelos cinéticos utilizados .....	40
Tabela 6 Caracterização de diferentes tipos de inóculos .....	42
Tabela 7 Potencial de geração de biogás e metano (NmL/g <sub>SV</sub> ) testados com resíduos alimentares.....	43
Tabela 8 Potencial de geração de biogás e metano (NmL/g <sub>SV</sub> ) testados com resíduos de frutas. ....	44
Tabela 9 Potencial de geração de biogás e metano (NmL/g <sub>SV</sub> ) de resíduos alimentares com adição de bicarbonato de sódio.....	46
Tabela 10 Potencial de geração de biogás e metano (NmL/g <sub>SV</sub> ) resíduos de frutas utilizando a técnica de silagem.....	48
Tabela 11 Potencial de geração de metano do resíduo testados com resíduos de aterros sanitários. ....	49
Tabela 12 Principais dados da literatura sobre codigestão .....	53
Tabela 13 Resumo das características físicas e parâmetros operacionais.....	63
Tabela 14 Métodos analíticos e frequência das análises .....	64
Tabela 15 – TOP 10 das comercializações dos produtos Hortigranjeiros CONAB 2021 .....	65
Tabela 16 Principais parâmetros utilizados como base de cálculo no projeto do sistema de biodigestão em escala piloto. ....	68
Tabela 17 Valores sugeridos para L <sub>0</sub> .....	91
Tabela 18 Valores de <b>k</b> (ano <sup>-1</sup> ), em função da precipitação .....	96
Tabela 19 Variação da composição típica de biogás gerado em aterro sanitário .....	99
Tabela 20 Parâmetros dos ensaios de resistência ao cisalhamento direto.....	100
Tabela 21 Parâmetros dos ensaios de resistência ao cisalhamento triaxial (CIU).....	101
Tabela 22 Parâmetros dos ensaios de adensamento na umidade ótima.....	114
Tabela 23 Resultados das análises estatísticas para os drenos 1 e 2.....	115
Tabela 24 Valores discrepantes de O <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> S e CO .....	123
Tabela 25 Caracterização do Solo.....	130
Tabela 26 Concentrações médias, máximas e mínimas (%) de emissão de CH <sub>4</sub> e CO <sub>2</sub> nas sete camadas de cobertura analisadas e capacidade de retenção desses gases nas camadas testadas em relação à camada controle (cobertura com solo).....	132
Tabela 27 Fluxo de gás pelas diferentes camadas de cobertura do aterro.....	177
Tabela 28 Tipos de pré-tratamento aplicados em escala de laboratório e escala real para	

aumentar a produção de metano em digestores de lodo .....	185
Tabela 29 Coeficiente de distribuição de vários componentes do biogás .....	188
Tabela 30 Valores da pressão de saturação de vapor de água para diferentes temperaturas.....	197
Tabela 31 Cálculo iterativo para estabelecer o volume e composição de biogás no caso de se 20 mgS/L de sulfato no afluente .....	217
Tabela 32 - Impurezas do biogás e suas consequências.....	217
Tabela 33 Composição típica de biogás gerado em reatores UASB, aterros sanitários e digestores de lodo .....	219
Tabela 34 Principais requisitos de qualidade do biogás para fins energéticos .....	221
Tabela 35 Métodos de remoção das principais impurezas em biogás .....	222
Tabela 36 Técnicas de remoção de umidade em biogás .....	228
Tabela 37 Métodos de remoção de H <sub>2</sub> S .....	238
Tabela 38 Caracterização de reações envolvendo biodessulfurização.....	265
Tabela 39 Razão A/C estequiométrica .....	267
Tabela 40. Propriedades de diferentes tipos de combustíveis gasosos.....	270
Tabela 41. Dados de especificação de turbinas a biogás da empresa Capstone.....	278
Tabela 42 Geradores de energia elétrica .....	282
Tabela 43. Modelos de motor gerador por fabricante.....	347
Tabela 44 Média de consumo das ETEs / EEEs de Dourados-MS.....	332
Tabela 45 Teor de carbono orgânico degradável para cada componente do lixo. ....	333

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 Parâmetros operacionais de sistemas de metanização resíduos orgânicos em duas fases...57	57
Quadro 2 Sistemas de metanização resíduos orgânicos em duas fases..... 58	58
Quadro 3 Dados de entrada para o cenário 1 ..... 63	63
Quadro 4 Dados de entrada para o cenário 2 ..... 64	64
Quadro 5 Dados de entrada para o cenário 3 ..... 65	65
Quadro 6 Diferentes processos para separação da massa microalgácea da fase líquida e suas vantagens e desvantagens..... 115	115
Quadro 7 Comparação de alguns processos Físico-químicos de pré-tratamento de biomassa de microalga e respectivos incrementos na geração potencial de metano..... 116	116
Quadro 8 Potencial Metanogênico observado da biomassa microalgácea associada com tratamento de águas residuárias ..... 167	167
Quadro 9 Descrição do material adsorvente óxido ferro ..... 180	180
Quadro 10 Valores para o FCM..... 248	248



# Prefácio

Com o intuito de difundir para a sociedade a importância dos estudos relacionados à temática de saneamento ambiental, no que se refere à produção de biogás e ao aproveitamento energético em termos de tratamento de esgotos e e resíduos sólidos, esta publicação, intitulada “**Desenvolvimento de soluções tecnológicas a partir do biogás produzido em sistemas de tratamento de esgotos e resíduos sólidos para a geração de energia**”, apresenta uma síntese de informações e conhecimentos produzidos no projeto Rede Biogás.

Sendo seu objetivo estratégico o estudo de processos que otimizem a produção de biogás e o seu posterior aproveitamento como fonte de energia, proporcionando a integração entre os pesquisadores, com a consequente troca de experiências, promovendo a capacitação continuada das instituições e estimulando o desenvolvimento de parcerias.

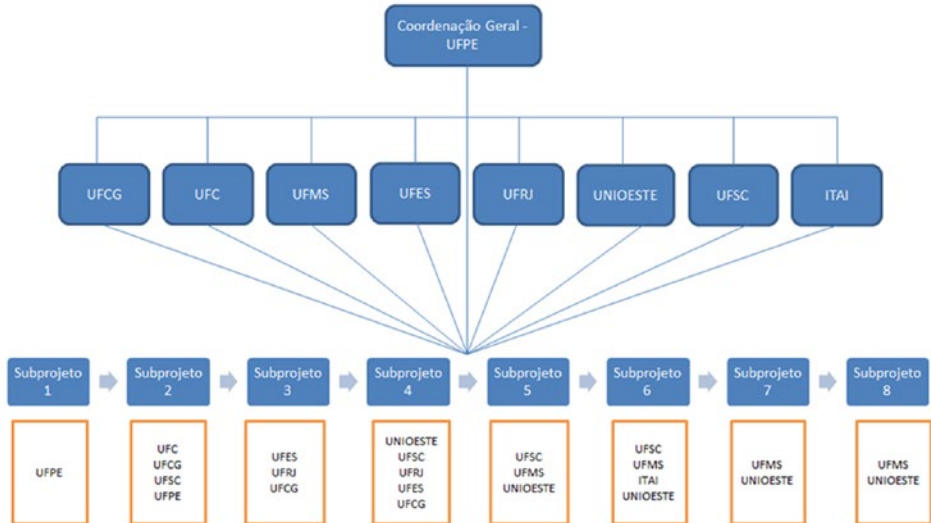
Para tanto, foram realizados estudos visando a otimização da produção de biogás proveniente de resíduos sólidos e em sistemas de tratamento de esgotos para o aproveitamento energético, avaliação de processos de armazenamento e purificação de biogás, caracterização de diferentes sistemas de geração de energia, realização de estudos referentes a sistemas de proteção e controle associados e à conexão da rede de distribuição de energia, análise da viabilidade econômica, além da avaliação dos aspectos regulatórios e normativos associados à comercialização de energia produzida por geração distribuída.

O Projeto foi executado por 09 instituições situadas em diferentes estados do país – Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Universidade Federal do Ceará (UFC), Universidade Federal do Mato Grosso do Sul (UFMS), Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Universidade Estadual do Oeste (UNIOESTE), Instituto de Tecnologia Aplicada e Inovação (ITAI) e Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

A equipe de pesquisa foi dividida em vários núcleos de trabalho, de acordo com os diferentes temas dos 09 subprojetos que constituem a pesquisa, de forma a otimizar a gestão e o seu desenvolvimento, conforme explicitado no organograma da rede de pesquisa, ilustrado na Figura 1.



Figura 1 Organograma da rede de pesquisa



Com base nas informações obtidas foi possível realizar a análise das dimensões técnica, econômica e ambiental no que se refere à aplicabilidade de tecnologias, com o intuito de promover o aproveitamento energético do biogás visando contribuir na matriz energética do país. A Rede Biogás, iniciada no ano de 2013 e concluída no mês de novembro de 2022, tendo como coordenador geral o Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá (UFPE), e demais coordenadores institucionais Prof Dr. Adrianus Van Haandel (In memoriam) – (UFCG) , Prof Dr. Francisco Suêtonio Barros Mota (UFC), Prof Dr. Jeferson Menequim Ortega (UFMS), Prof Dr. Sérgio Túlio Alves Cassini (UFES), Prof Dr. Isaac Volschan Junior (UFRJ), Prof Dr. Samuel Nelson Melegari de Souza (UNIOESTE), Prof Dr. Antônio Marcos M Hachisuca (ITAI) e Prof Dr. Paulo Belli Filho (UFSC).

Finalmente, os autores expressam seu agradecimento pelo apoio financeiro ao projeto de pesquisa e desenvolvimento financiado pela Financiadora de Estudos e Projetos (Finep), a partir de recursos oriundos do Edital Chamadas Públicas MCT/ Finep/Ação Transversal Saneamento Ambiental e Habitação 06/2010, no valor de R\$ 4.521.775,65, acrescido de R\$ 1.756.400,00 para financiamento de bolsas, as quais foram geridas pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), perfazendo um investimento total de R\$ 6.278.175,65.

José Fernando Thomé Jucá  
Coordenador Geral da Rede Biogás

# 1

## CAPÍTULO

### **BIODIGESTÃO DE RESÍDUOS E GERAÇÃO DE BIOGÁS**

**Armando Borges de Castilhos Junior**

**Carina Malinowski**

**Flora Simon Wurth**

**Leticia Debiasi**

**Paulo Belli Filho**

**José Fernando Thomé Jucá**

**Alessandra Lee Barbosa Firmo**

**Liliana Andrea dos Santos**

**Ericka Patrícia Lima de Brito**

**Daniela dos Santos Santana**



# 1.1 INTRODUÇÃO

A geração excessiva de resíduos derivados de diferentes setores do atual modelo econômico linear constitui um dos principais desafios sociais a serem enfrentados em relação à gestão e ao descarte (MAINA et al., 2017). Em 2023, o Brasil produziu cerca de 82 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos - RSU (ABREMA, 2024), sendo constituídos por uma fração significativa de papel, resíduos de alimentos, madeira, algodão, vidro, metais e couro, bem como materiais derivados de matérias-primas fósseis, como plásticos. A fração orgânica dos RSU responde por aproximadamente 45% do total de resíduos gerados com grande teor de resíduos alimentares, resíduos de cozinha e sobras de residências, restaurantes e mercados (MAINA et al., 2017). Além disso, as práticas agrícolas, industriais e florestais geram grandes quantidades de resíduos agroindustriais.

A gestão dos RSU é um dos principais problemas em todo o mundo. A gestão inadequada dos RSU pode representar um grande risco, e resultar na poluição das águas superficiais e subterrâneas, do solo e do ar, devido ao seu alto teor de matéria orgânica biodegradável. Durante o processo de decomposição da fração orgânica, seja de forma natural ou acelerada, por processos biotecnológicos, ocorrerá a geração de subprodutos sólidos, líquidos e gasosos, sendo os principais gases componentes do biogás metano ( $\text{CH}_4$ ) e dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) potencializadores do efeito estufa (GEE).

A utilização da fração orgânica dos RSU poderia contribuir para a produção de combustíveis e produtos químicos através de diferentes processos termoquímicos (pirólise, gaseificação), biológicos (digestão anaeróbica, compostagem) e processos catalíticos (transesterificação). Dentre os métodos, a digestão anaeróbia tem se destacado como uma tecnologia eficaz de tratamento e conversão da fração orgânica em biogás contribuindo para a mitigação das emissões de GEE e recuperação de energia.



A valorização integrada dos fluxos de resíduos, visando a recuperação de produtos de valor agregado, é uma estratégia tanto para diminuir os custos de descarte quanto para enfrentar problemas ambientais e socioeconômicos causados pela atual economia baseada em combustíveis fósseis (TUCK et al., 2012).

## 1.2 BIODIGESTÃO DE RSU E GERAÇÃO DE BIOGÁS

A digestão anaeróbia (DA) é um processo bioquímico que ocorre na ausência de oxigênio molecular livre, onde diferentes espécies de microrganismos interagem para converter compostos orgânicos complexos em biogás, traços de outros gases e biofertilizante (CHERNICHARO, 1997).

Os principais gases presentes no biogás são  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$ , considerados como os principais gases do efeito estufa (GEE). O metano tem papel de destaque no tratamento biológico, pois é o principal subproduto gasoso gerado no processo (SANTOS, 2019). Além disso, o metano pode ser utilizado para fins energéticos devido ao seu alto poder calorífico (9,97 kWh/ $\text{m}^3$ ) (FNR, 2013). Dessa forma, o biogás rico em  $\text{CH}_4$  pode ser utilizado em sistemas com turbinas a gás e geradores, para a produção de energia, combustível veicular, cogeração de energia entre outros (SANTOS, 2019).

Em aterros sanitários, o potencial de geração de biogás a partir da degradação dos resíduos podem atingir 400  $\text{m}^3/\text{ton.}$ , em um biodigestor por se tratar de um ambiente controlado esse potencial pode ser ainda maior, dependendo das condições da digestão anaeróbia e da qualidade dos resíduos, além de fatores intervenientes como clima, formas de operação, triagem dos resíduos, dentre outros (ALVES, 2008; FIRMO, 2013).

A digestão anaeróbia tem várias vantagens em relação a outros processos, como baixo consumo de energia, menor produção de lodo, menor área para implantação, uso do biogás para fins energéticos (REIS, 2012).



A estimativa da geração de gases pode ser realizada tanto por meio de ensaios experimentais quanto por modelos matemáticos ou formulações, que frequentemente utilizam dados experimentais como parâmetros de entrada. Atualmente, existe uma ampla variedade de modelos matemáticos voltados para a previsão da produção de biogás. A principal distinção entre esses métodos reside na complexidade de cada abordagem e na quantidade de dados necessários para a modelagem, o que influencia diretamente a precisão e a aplicabilidade dos resultados obtidos (MENDES *et al.*, 2005).

Entre os modelos mais utilizados para calcular a geração de biogás, medida em um aterro ou em um experimento, estão baseados na equação cinética de Primeira Ordem, como o modelo apresentado pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 2006), Modelo Gompertz Modificado e Modelo da função Logística, dentre outros que considera a constante cinética de degradação ( $k$ ) e o potencial de geração de biogás ( $L_0$ ) diferente para cada tipo de material degradável existente nos RSU.

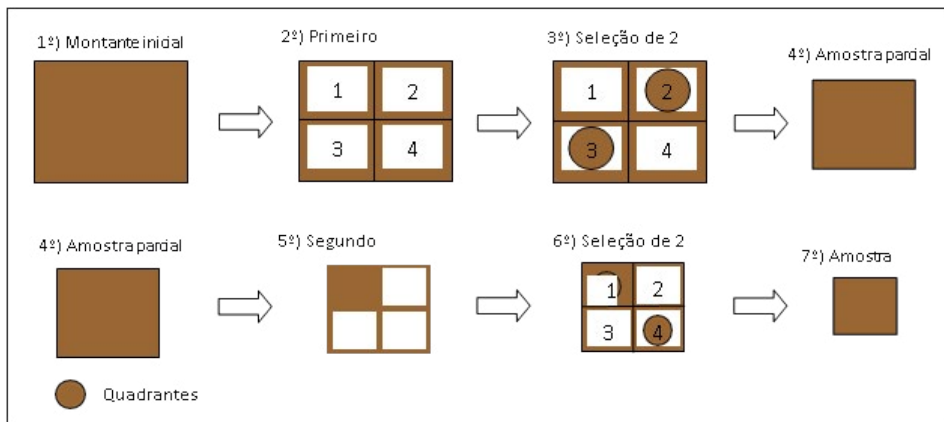
## **1.3 CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU) : PARÂMETROS RELEVANTES PARA A GERAÇÃO DE BIOGÁS**

### **1.3.1 Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos**

A composição gravimétrica permite o conhecimento das diferentes frações que compõem os resíduos sólidos urbanos (RSU). De modo geral, as frações podem ser classificadas de acordo com Norma portuguesa (Portaria nº 851/2009) em 21 categorias: (1) resíduos alimentares; (2) resíduos de jardim; (3) papel/papelão; (4) jornal/revista; (5) plástico filme; (6) PET; (7) PEAD; (8) PVC; (9) PP; (10) PEBD; (11) outros plásticos; (12) isopor; (13) compósitos; (14) têxtil; (15) sanitários; (16) metal; (17) vidro; (18) borracha/couro; (19) madeira/coco; (20) resíduos perigosos; (21) outros (DIÁRIO DA REPÚBLICA, 2009).

A amostragem do resíduo é realizada através do processo de quarteamento, conforme ilustrado na Figura 2, baseada em DEFRA (2004) e NBR 10.007 (2004), que consiste na disposição, homogeneização, formação de quatro pilhas de resíduos indiferenciados e seleção de duas destas pilhas para obtenção de uma amostra mais representativa. Em seguida, os materiais são classificados e pesados conforme as frações indicadas para cada estudo.

Figura 2 Procedimento de quarteamento de resíduos sólidos.



Fonte: GRS/UFPE (2020).

Firno (2013) realizou a caracterização gravimétrica dos resíduos de três diferentes faixas etárias: resíduos novos (recém-chegados ao aterro), 3,5 anos e 5 anos de degradação em aterro controlado. Pode-se constatar que quanto mais velho o resíduo, menor a quantidade de matéria orgânica e maior a quantidade de finos, fazendo com que esse último variasse de 0,83% a 50,1%. A diminuição da fração orgânica e o aumento de finos também foi observada no estudo desenvolvido por Brito (2015), que realizou a análise comparativa da composição gravimétrica do resíduo sólido novo (recém-chegado ao aterro) com este mesmo resíduo após 3 anos de degradação em um reator de laboratório em batelada.

No que se refere aos resíduos com maior tempo de aterramento, Brito (2015) e Holanda (2016) encontraram um maior percentual de plásticos e finos para os resíduos de 6 anos e 8 anos, respectivamente, ambos coletados



do Aterro Controlado da Muribeca-Pernambuco. Isto está relacionado com a não decomposição dos plásticos e a fragmentação dos materiais, formando ainda mais finos ao longo do tempo de decomposição.

Apesar da baixa fração de material orgânico identificável visualmente nos resíduos, dispostos há certo tempo nos aterros, pode-se ainda conter materiais passíveis de degradação na massa de resíduos de diferentes idades. Holanda (2016) sugere utilizar consórcios microbianos específicos de resíduos envelhecidos para degradar esses materiais, podendo ainda aumentar a produção de biogás, aumentar a vida útil dos aterros e ainda diminuir o passivo ambiental da disposição desses materiais no solo.

### **1.3.2 Características dos resíduos sólidos urbanos**

A eficiência do processo de digestão anaeróbia pode ser influenciada pelas características do resíduo a ser digerido, como concentração de carboidratos, proteínas, lipídeos, nutrientes, tamanho das partículas e substâncias inibidoras, bem como pela operação do digestor e outros parâmetros (FNR, 2010). Se não houver controle de variáveis como temperatura, agitação, pH e alcalinidade, a geração de metano pode ser inibida durante o processo, como por exemplo, pequenas variações de temperatura e agitação, que podem ocasionar a redução de até 99% da produção de metano (VALENÇA, 2017).

#### **a) Teor de Umidade**

A presença de água é fundamental para a digestão anaeróbia, constituindo-se como um importante parâmetro, visto que favorece o contato entre os nutrientes, substratos e microrganismos responsáveis pelo processo, além de estimular o crescimento destes microrganismos que são responsáveis pela produção de biogás e metano (ALVES, 2008; LEITE *et al.*, 2009; OLIVEIRA, *et al.*, 2021).



O teor de umidade contido nos RSU e agroindustriais podem variar de 50 a 80%, e pode ocorrer devido à característica do próprio material e de entradas externas como chuvas e infiltrações. Segundo Andreoli *et al.* (2003), o teor de umidade ideal para degradação de resíduos em biodigestores deve variar entre 60 e 90%. O teor de umidade abaixo de 35% reduz drasticamente a biodegradação dos resíduos, por não permitir o transporte dos microrganismos e a acessibilidade desses aos componentes fermentáveis. No entanto, o teor de umidade acima de 90% pode ser prejudicial à atividade dos microrganismos por ocasionar o acúmulo de ácidos graxos voláteis no meio (ALVES, 2008; MAYER, 2013).

### **b) Teor de Sólidos Voláteis**

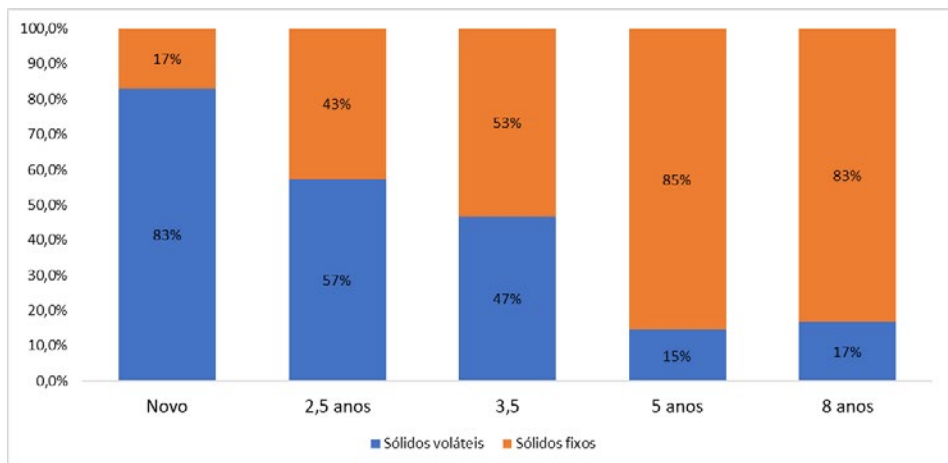
O percentual do teor de sólidos voláteis (SV) do resíduo pode ser realizado com base na metodologia de WHO (1978) e a Fermentação de materiais orgânicos: Caracterização do substrato, amostragem, coleta de dados de materiais e testes de fermentação (VDI, 2006). A determinação do SV é um método simples, rápido e de baixo custo quando comparado a outros procedimentos indicados para obter o teor de matéria degradável total nos resíduos e, por isto, este método tem grande aceitação (SHALINI, 2010). Este parâmetro permite a análise da biodegradabilidade do resíduo por medir de forma indireta a quantidade de matéria orgânica existente nos mesmos. Entretanto, a utilização isolada deste parâmetro pode levar a equívocos, pois alguns materiais apresentam elevados valores de SV e são classificados como moderadamente, lentamente ou não biodegradáveis, como é o caso dos têxteis - 98% de SV, plásticos - 87% de SV, borracha e couro - 74% de SV (FIRMO, 2013). Isto pode ocorrer, pois os sólidos voláteis são subdivididos em sólidos voláteis biodegradáveis e sólidos voláteis refratários (VILELA, 2015).

Valores de sólidos voláteis abaixo de 20% indica material estabilizado (KELLY, 2002; DECOTTIGNIES *et al.*, 2005). Porém, em estudos realizados por



Holanda (2016), ao utilizar consórcios microbianos, conseguiu reduzir o teor de sólidos voláteis de resíduos envelhecidos (8,5 anos) de aterro sanitário considerados estabilizados, convertendo ainda essa matéria orgânica em biogás (Figura 3). Dessa forma, outros parâmetros devem ser investigados, pois a produção do metano não depende apenas dos SV, mas também da natureza dos compostos orgânicos (BUFFIERE *et al.*, 2006; SANTOS, 2019).

Figura 3 Teor de sólidos voláteis nos RSU em diferentes estágios de decomposição



### c) Potencial Hidrogeniônico pH

Fonte: Holanda (2016)

O pH é um parâmetro importante para o monitoramento e estabilidade dos reatores anaeróbios, por ter influência direta na velocidade das reações bioquímicas e atividade enzimática dos micro-organismos (REIS, 2012; SANTOS *et al.*, 2019). Os micro-organismos envolvidos na digestão anaeróbia atuam em diferentes faixas de pH. As bactérias hidrolíticas e acidogênicas atuam na faixa de pH de 5,0 a 6,3. Entretanto, estas bactérias podem atuar numa faixa mais ampla de valores mais baixos de pH, não sendo prejudicial ao seu metabolismo (CHERNICHARO, 1997; FRN, 2013). As bactérias acetogênicas e Archeas metanogênicas atuam numa faixa mais restrita de pH, entre 6,5 e 7,5 (DEUBLEIN; STEINHAUSER,



2008). As archeas metanogênicas são mais sensíveis às variações do pH, sendo afetadas significativamente quando o pH se encontra inferior a 6,0 em decorrência das condições ácidas, ou seja: acúmulo de ácidos orgânicos (LETTINGA ASSOCIATES FOUNDATION, 2009; McCARTY, 1964; CHERNICHARO, 1997).

Valores de pH acima de 8,3 podem ser prejudiciais por favorecer a formação de amônia que é tóxica à maioria dos microrganismos, o que resulta na inibição das funções biológicas (CHERNICHARO, 1997; LOHANI; HAVUKAINEN 2017). A Tabela 1 apresenta o pH de diferentes frações dos RSU.

**Tabela 1 pH das diferentes frações do RSU**

<b>Materiais</b>	<b>pH</b>	<b>Autores</b>
Resíduo alimentar	5,0 -5,4	Oliveira (2018) Firmo (2013) Valença (2021) Lucena (2016)
Resíduo sólido orgânico	4,8	Santos Filho (2018)
Bagaço de laranja	4,0	Santos Filho (2018)
Bagaço de caju	4.2	Santos et al. (2020)
Casca de maracujá	4.2	Santos et al. (2020)
Resíduo envelhecido	4.2	Holanda (2016) Autores, 2025.

Os resíduos alimentares provenientes do Restaurante Universitário da UFPE, coletados por Lucena (2016) e Valença (2021), apresentaram um valor de pH em torno de 5,1. Conforme Leite *et al.*, (2003), a matéria orgânica putrescível possui característica ligeiramente ácida. Santos (2020) obteve pH variando de 3,7 a 4,2 para resíduos de frutas, semelhante ao relatado por Rizk *et al.*, (2008), que obteve um pH inicial em torno de 3,5 para seu resíduo de frutas e verduras. Já Holanda (2016) obteve um pH de 7,7 indicando que é possível que os resíduos coletados na Célula Experimental da Muribeca-PE apresentem-se na fase de maturação, conforme apresentado por Alcântara (2007).



Por sua vez, a codigestão com outros resíduos visa equilibrar as propriedades físico-químicas e os nutrientes do meio (LI, CHEN e LI, 2010) podendo ser conseguido o aumento do pH através da adição de inóculo, como por exemplo, o lodo anaeróbio de Estações de Tratamento de Esgotos, conforme constatado por Carneiro (2015) e Vilela (2015). A adição de uma solução alcalinizante também tem sido bastante utilizada como forma de neutralizar a acidez e otimizar o processo da digestão anaeróbia (ABDULKARIM e ABDULLAHI, 2010; CHERNICHARO, 1997), como a utilização de bicarbonato de sódio ( $\text{NaHCO}_3$ ) ou hidróxido de sódio ( $\text{NaOH}$ ).

#### **d) Nutrientes**

As análises do carbono (C) e nitrogênio (N) podem ser determinadas a partir da análise em base seca por combustão usando um analisador elementar. A relação carbono - nitrogênio (C/N) é um parâmetro importante para operar e monitorar o substrato em um digestor anaeróbio, por corresponder ao balanço da disponibilidade da matéria orgânica e inorgânica no substrato para os microrganismos (MAYER, 2013).

Segundo Tchobanoglous, Theisen e Vigil (1993), o carbono proporciona a fonte de energia primária, enquanto o nitrogênio está relacionado com o crescimento da população microbiana. Alguns substratos podem conter defasagem ou excesso de determinados nutrientes, como por exemplo, papel/papelão, borracha/couro e plásticos, que possuem um elevado teor de carbono (>200) e defasagem de nitrogênio. Isto resulta em relações C/N elevada (Tabela 2). A faixa ótima da relação C/N na operação de biodigestores é entre 20 e 30 (TCHOBANOGLIOUS, THEISEN, VIGIL, 1993; DIOHA et al., 2013). A Tabela 2 apresenta a relação C/N das diferentes frações que compõem os RSU.



Tabela 2 Relação C/N das diferentes frações do RSU

<b>Materiais</b>	<b>Relação C/N</b>	<b>Autores</b>
<b>Resíduo alimentar</b>	13,2 – 43,7	Oliveira (2017) Firmo (2013) Valença (2021) Lucena (2016)
<b>Bagaço de laranja</b>	30,1	Santos et al. (2020)
<b>Bagaço de caju</b>	28,3	Santos et al. (2020)
<b>Casca de maracujá</b>	51,6	Santos et al. (2020)
<b>Resíduo bruto</b>	16,5	Firmo (2013)
<b>Papel/papelão</b>	205,4	Firmo (2013)
<b>Madeira/coco</b>	28,1	Firmo (2013)
<b>Resíduos de jardim</b>	33,6	Firmo (2013)
<b>Resíduos têxteis</b>	61,2	Firmo (2013)
<b>Borracha/Couro</b>	293,2	Firmo (2013)
<b>Resíduos sanitários</b>	34,4	Firmo (2013)
<b>Plástico</b>	8118000	Firmo (2013)
<b>Resíduo envelhecido</b>	18,4	Holanda (2016)

Fonte: Os Autores, 2025.

A baixa relação C/N pode favorecer o acúmulo de amônia no meio da digestão e o aumento do pH para valores superiores a 8,5, o que é tóxico para as archeas metanogênicas, inibindo a atividade destes microrganismos. Em contraste, relação C/N elevada ocasiona a diminuição da produção do biogás, o aumento da formação de CO<sub>2</sub> e a redução de pH do meio (DIOHA *et al.*, 2013; MAYER, 2013).



### e) Composição bioquímica

A fração orgânica pode ser constituída por carboidratos, lipídios e proteínas, e compostos pouco biodegradáveis, como biopolímeros lignocelulósicos (EDWIGES *et al.*, 2018). A avaliação dos constituintes bioquímicos (carboidrato, proteína, lipídeos) é importante para analisar as condições de biodegradabilidade dos resíduos e o potencial teórico de geração de biogás utilizando alguns modelos matemáticos (FIRMO, 2013).

As principais fontes de carbono para a fase metanogênica de biodegradação são os carboidratos celulose e hemicelulose, responsáveis por cerca de 90% da geração do metano total produzido no processo de biodegradação (EHRIG, 1991; FIRMO, 2013). Em contrapartida, a lignina é considerada um composto orgânico de difícil degradação constituindo grande parte dos sólidos voláteis refratários existentes nos RSU. Segundo Barlaz (2009), a lignina atua como uma barreira física impedido o acesso dos microrganismos às substâncias mais degradáveis como celulose, hemicelulose, proteínas e outras.

As enzimas que atuam no processo de biodegradação são proteínas catalisadoras que podem acelerar a velocidade das reações, dessa forma, os resíduos que possui maior teor de proteínas têm tendência de degradação mais rápida (FIRMO, 2013). Já os lipídeos são lentamente degradáveis por não ser solúveis em água, sendo necessário um processo anterior de hidrólise no qual se envolve a transformação de compostos pouco solúveis para mais solúveis (como ácidos graxos), possibilitando que este seja degradado mais facilmente (MATSUMIYA *et al.*, 2007). A Tabela 3 apresenta diversos tipos de resíduos e principais características importantes nos estudos de biodegradação.

**Tabela 3 Tipos de resíduos estudados e principais características importantes nos estudos de biodegradação**

Tipos de resíduos	Fonte dos resíduos	Umidade (%)	Sólidos Voláteis (%)	pH	Relação C/N	Lignina (%)	Autor
Resíduos alimentares	Restaurante universitário da UFPE	73,8	95,2	5,4	43,7	-	Lucena (2016)
	Restaurante universitário da UFPE	85,4	13,6	6,2	13,2	16,0	Oliveira (2021)
	Restaurante universitário da UFPE	71	95,0	5,1	14	-	Valença (2021)
Bagaço de laranja	Mercado local	80,4	95,2	4,0	30,1	1,35	Santos et al. 2020
Casca de maracujá	Mercado local	81,4	94,0	3,7	51,6	4,8	Santos et al. (2020)
Resíduos de frutas e verduras	Centro de abastecimento e Logística de Pernambuco (CEASA-PE)	97,87	92,34	4,84			Santana (2023)
Bagaço de caju	Indústria de sucos	80	96,0	4,2	28,3	34,6	Santos et al. (2020)
Resíduos sólidos orgânicos	CEASA	89,2	98,0	4,8	22,6	21,6	Santos Filho (2018)
Fração orgânica	RSU recém-chegados ao aterro sanitário	67,6	75,3	-	-	21,7	Firmo (2013)
Resíduos de jardim	RSU recém-chegados ao aterro sanitário	64,2	80,2	-	-	30,2	Firmo (2013)
Papel/papelão	RSU recém-chegados ao aterro sanitário	31	81,4	-	-	9,57	Firmo (2013)
Madeira/coco	RSU recém-chegados ao aterro sanitário	38,2	59,0	-	-	18,8	Firmo (2013)
RSU bruto	RSU recém-chegados ao aterro sanitário	70	82,9	-	16,5	8,86	Firmo (2013)
RSU envelhecido – 2,5 anos	Célula experimental da Muribeca-PE	54,9	57,3	-	64,0	-	Firmo (2013)
RSU envelhecido – 3,5 anos	Célula experimental da Muribeca-PE	43,3	46,8	-	-	9,22	Firmo (2013)
RSU envelhecido – 5 anos	Célula experimental da Muribeca-PE	28,4	14,5	-	11,5	15,8	Firmo (2013)
Resíduos envelhecidos – 8 anos	Célula experimental da Muribeca-PE	70,4	16,8	7,74	-	-	Holanda (2016)

Fonte: Os Autores, 2025.



## 1.4 ENSAIO DO POTENCIAL BIOQUÍMICO DO METANO (BMP) E BIORREATORES DE LABORATÓRIO

O Ensaio Potencial Bioquímico do Metano (BMP) consiste em um teste laboratorial que avalia a produção máxima de geração de biogás e metano de variadas biomassas residual. Os biorreatores de laboratório também servem para analisar a biodegradabilidade anaeróbia, a geração de biogás e, em alguns casos, lixiviado usando resíduos sob diferentes condições de degradação (HANSEN et al., 2004; ANGELIDAKI et al., 2009). Ambos também têm o objetivo de avaliar o desempenho da associação de inóculos e substratos em ambientes livres de oxigênio. O teste BMP é uma importante ferramenta para investigar possíveis opções de tratamento antes e após a digestão anaeróbia de biomassas.

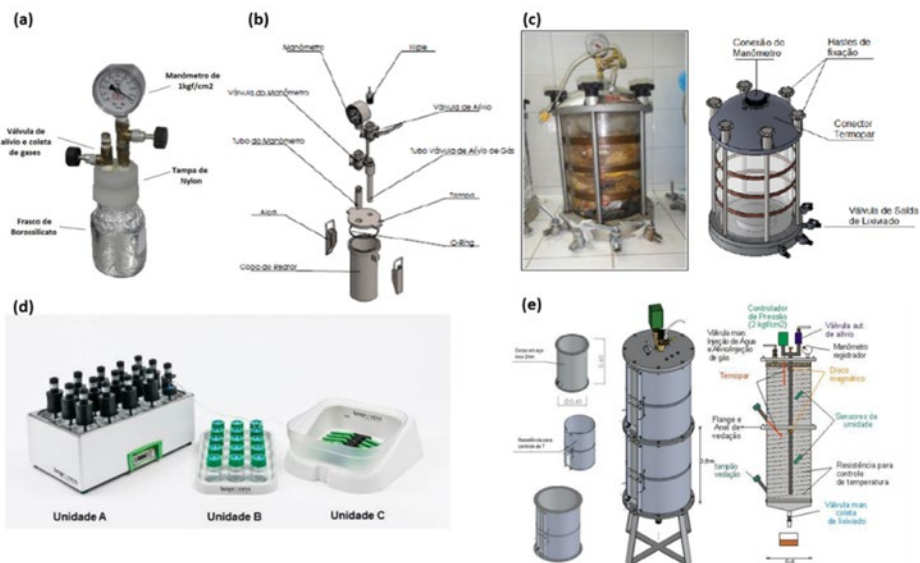
As principais características específicas dos ensaios laboratoriais para fins de estudos de biodegradação anaeróbia e geração de biogás constam na Tabela 4, e os principais tipos de reatores utilizados pelos pesquisadores deste projeto com RSU estão apresentados na Figura 4.

**Tabela 4 Características referentes aos biorreatores utilizados pelos pesquisadores**

Biorreatores	BMP tradicional	BMP inox	AMPTS II	Bancada	Piloto
Composição	Borossilicato	Aço inox 316	Borossilicato	Vidro acrílico	Aço inox
Volume	250 mL	443 mL	500 mL	15 L	150 L
Condição da biomassa	Seca e triturada	Seca e triturada	Úmida e triturada	In natura	In natura
Vedação	Rosqueamento	Alças de compressão	Rosqueamento	Hastes de fixação	Rosqueamento
Controle de temperatura	Sim – estufa de incubação	Sim – estufa de incubação	Sim – banho maria	Não	Sim – resistência elétrica
Análises Parâmetros Bioquímicos	Biogás	Biogás	Biogás	Biogás e lixiviado	Biogás e lixiviado
Medição de gás	Manométrico	Manométrico	Volumétrico automatizado	Manométrico	Manométrico automatizado
Literatura de base	Moraes Jr. (2006); Alves (2008); Maciel (2009)	Holanda (2016)	BIOPROCESS CONTROL (2014)	Firmo (2013), Silva (2013)	Firmo (2013), Brito (2015)

Fonte: Os Autores, 2025.

**Figura 4** Biorreatores utilizados para determinação do potencial de biogás e metano



Nota: (a) BMP tradicional; (b) BMP inox; (c) Bancada; (d) AMPTS II; (e) Piloto. Fonte: Os Autores, 2025.

Existem vários estudos que utilizaram a metodologia de realização do ensaio BMP com variação laboratorial em termos de quantidade de resíduos, tamanho das partículas, natureza dos resíduos, temperatura de incubação, tempo de realização do ensaio e outros (HANSEN *et al.*, 2004; ALVES, 2008; FIRMO, 2013; SANTOS *et al.*, 2020; VALENÇA *et al.*, 2021).

Entretanto, ainda não há uma padronização do ensaio para obtenção do potencial e, por isso, a apresentação dos resultados não é uniforme, dificultando, em alguns casos, a comparação entre autores (FIRMO, 2013). Alguns autores sugerem uma padronização na realização do ensaio para facilitar comparações entre resultados, como por exemplo, a utilização da norma VDI 4630 (2006), que é uma norma técnica alemã reconhecida internacionalmente. Dentre as regras e determinações estipuladas pela VDI 4630 (2006), tem-se que o inóculo deve possuir de 1,5 a 2% de sólidos voláteis e



que a relação ( $SV_{\text{substrato}}/SV_{\text{inóculo}}$ ) deve ser menor ou igual a 0,5. Outra forma de padronização bastante utilizada pela literatura é através do cálculo do potencial de geração de biogás ou metano, que permite comparar os dados obtidos com outros estudos através da padronização pela massa seca (NmL/ $g_s$ ) ou por grama de sólidos voláteis (NmL/ $g_{sv}$ ), enquanto o volume de biogás ou metano acumulado pode variar de acordo com a quantidade de substrato utilizado no experimento, dificultando a comparação entre reatores de escala diferentes (STEINMETZ, 2016; KUNZ; AMARAL; STEINMETZ, 2016).

O potencial de biogás e metano ( $Y_m$ ) pode ser obtido através da subtração do volume acumulado de biogás/metano das combinações (substrato + inóculo) pelo volume acumulado do branco do inóculo respectivo, dividido pela massa (em grama sólidos voláteis) do substrato, de acordo com a Equação 1.1.

$$Y_m = \frac{VA_s - VA_i}{VS_g} \quad (\text{Eq. Cap. 1.1})$$

Onde:

$Y_m$  = Potencial de biogás ou metano (NmL/ $g_s$  ou NmL/ $g_{sv}$ )

$VA_s$  = Volume acumulado de biogás/metano da configuração estudada (NmL)

$VA_i$  = Volume acumulado de biogás/metano do branco do inóculo (NmL)

$VS_g$  = Concentração inicial de VS do substrato seco ( $g^{-1}_{sv}$ )

Como não existe uma padronização dos ensaios BMP, a modelagem cinética pode ser utilizada como ferramenta capaz de fornecer uma visão geral dos mecanismos do processo de digestão anaeróbia e descrever vários parâmetros específicos para monitorar o desempenho dos biodigestores (ÇETINKAYA; YETILMEZSOY, 2019; MORAES *et al.*, 2021). O uso de modelos cinéticos pode auxiliar em futuros estudos de “*scale up*”, dimensionamentos de biodigestores e



previsões de performances e simulações em usinas de biogás em escala real. Além disso, a utilização da modelagem cinética pode prever a viabilidade técnico-econômica da adoção de um substrato ou inóculo específico em usina de biogás (MORAES et al., 2021).

Os modelos cinéticos mais utilizados para estimar as curvas de produção de metano e descrever a cinética de metalização são os modelos de primeira ordem e Gompertz modificado. Entretanto, a literatura relata outros modelos, como Fitzhugh, Cone e Logístico, que podem ser adequados para ajustar as curvas de produção de metano. A Tabela 5 apresenta os principais modelos comumente usados para modelagem das curvas de produção de metano.

**Tabela 5 Modelos cinéticos utilizados**

Modelo cinético	Equação
Primeira ordem	$y(t) = y_m(1 - \exp(-k \cdot t))$
Fitzhugh	$y(t) = y_m(1 - \exp(-k \cdot t)^n)$
Cone	$y(t) = \frac{y_m}{1 + (k_{hyd} \cdot t)^{-n}}$
Gompertz modificado	$y(t) = y_m \cdot \exp\left(-\exp\left(\frac{\mu \cdot e}{y_m}(\lambda - t) + 1\right)\right)$
Logístico	$y(t) = \frac{y_m}{1 + \exp\left(\frac{4 \cdot \mu}{y_m}(\lambda - t) + 2\right)}$

Fonte: Os Autores, 2025.

Onde

- $y(t)$  = produção de metano acumulado (NmL/g<sub>SV</sub>);
- $t$  = tempo de execução experimental (d);
- $k$  = constante de hidrólise (d);
- $y_m$  = produção máxima de metano (NmL/g<sub>SV</sub>);
- $\mu$  = taxa máxima de produção de metano (NmL/d)
- $\lambda$  = fase lag (d)



## 1.5 FATORES PARA OTIMIZAÇÃO DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS

Vários fatores podem influenciar sinergia ou antagonismo no processo de biodigestão anaeróbia, sendo de suma importância identificá-los e correlacioná-los com a metanização. Segundo Chernicharo (1997), o sucesso da digestão anaeróbia está relacionado ao controle rigoroso das condições ambientais, como: presença de macronutrientes (nitrogênio, fósforo e enxofre), de micronutrientes (ferro, cobalto, níquel e molibdênio), temperatura, pH, controle da alcalinidade e dos ácidos graxos voláteis gerados. Para otimizar a geração de biogás e de metano, em diferentes escalas, diversas técnicas podem ser utilizadas, como por exemplo, codigestão com outros substratos, uso de inóculos anaeróbios, consórcio microbiano, silagem e controle de pH.

### 1.5.1 Uso de inóculos

Um dos maiores obstáculos, em relação à digestão anaeróbia de resíduos, é a produção de biogás de qualidade com elevada concentração de metano, importante para o uso do biogás como fonte de energia. A qualidade do biogás, produzido a partir da fração orgânica dos resíduos com lodo, dependerá das características do inóculo. O tipo e a qualidade do inóculo são cruciais para garantir estabilidade operacional na digestão anaeróbica, pois causam efeito sinérgico na produção de metano e influenciam diretamente os mecanismos iniciais da etapa de hidrólise (DE VRIEZE *et al.*, 2015; GAUR; SUTHAR, 2017; SANTOS *et al.*, 2020).

O teste utilizado para verificar a qualidade do inóculo é denominado teste de Atividade Metanogênica Específica (AME) que avalia a capacidade de os micro-organismos converterem a matéria orgânica em metano e CO<sub>2</sub> (ANGELIDAKI *et al.*, 2009; SANTOS, 2019). O teste determina a atividade máxima de produção de metano em condições experimentais estabelecidas



(CHERNICHARO, 1997; AQUINO *et al.*, 2007). Dessa forma, metodologias distintas podem levar a resultados de AME diferentes, tornando-se difícil a comparação com outros estudos (CHERNICHARO, 1997; AQUINO *et al.*, 2007). Além de fornecer micro-organismos para o processo, o inóculo tem como função dar aporte de pH, alcalinidade, umidade e equilíbrio de nutrientes. O inóculo de qualidade deve ter como características: alto teor de umidade e sólidos voláteis, pH próximo à neutralidade, alcalinidade total acima de  $1500 \text{ CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ , alta atividade metanogênica e baixa relação C/N (5 a 11). Essas características dos inóculos são favoráveis para manter a estabilidade durante a digestão anaeróbia. Vários estudos na literatura já examinaram o efeito de diferentes fontes de inóculo em resíduos alimentares, resíduos agroindustriais, resíduos envelhecidos de aterro sanitário, incluindo lodo de esgoto, lodo industrial, dejetos suínos, bovinos e rúmen bovino. A Tabela 6 apresenta a caracterização de diferentes tipos de inóculos comumente utilizado na literatura.

**Tabela 6 Caracterização de diferentes tipos de inóculos**

Parâmetros	LI	LE	EB	RRB	DG	EC
Umidade (%)	88,2-89,4	88,2-94,7	76,9	95,4	92,9	88,9
Sólidos totais	10,5-11,8	5,2	23,0	4,55	7,09	11,0
Sólidos voláteis	75,9	56,8	17,59	3,44	4,16	59,50
pH	7,72	6,67	7,24	6,91	7,6	8,5
Alcalinidade total	2482	744	18.477	712	-	-
C/N	6,9-8,9	5,5-8,9	14,7	16,9	10,6	
Literatura de base	Valença <i>et al.</i> (2021); Santos <i>et al.</i> (2020); Oliveira (2018)	Valença <i>et al.</i> (2021); Santos <i>et al.</i> (2020); Oliveira (2018)	Oliveira (2018)	Oliveira (2018)	Oliveira (2018)	Santos Filho (2018)

Nota: LE: lodo de esgoto; LI: lodo industrial; RRB: Resíduo Ruminar bovino; EB: Esterco bovino; DG: Digestato de reator; EC: Esterco caprino. Fonte: Os Autores, 2025.



### • Caso de estudos com inóculos em resíduos alimentares

O resíduo alimentar isolado não apresenta características propícias à biodigestão anaeróbia, tais como umidade, pH e relação C/N. No entanto, quando codigeridos com outros resíduos semissólidos (inóculos), como o lodo agroindustrial, lodo de esgoto, esterco bovino e resíduo ruminal bovino, tornam as condições ambientais mais favoráveis, sendo, desta forma, fundamentais para a obtenção de produções de biogás e metano mais elevadas (OLIVEIRA, 2018). A Tabela 7 apresenta o potencial de biogás e metano de resíduos alimentares utilizados com diferentes inóculos.

**Tabela 7 Potencial de geração de biogás e metano (NmL/gSV) testados com resíduos alimentares**

Configurações	Potencial de Biogás (NmL/g <sub>sv</sub> )	Potencial de metano (NmL/g <sub>sv</sub> )
Resíduo alimentar + água	2,16 - 20,68	0 - 0,06
Resíduo alimentar + LE	67,41 - 110,9	0
Resíduo alimentar + CC+LE	60,47	0
Resíduo alimentar + LI	61,29	0,55
Resíduo alimentar + LE +NaHCO <sub>3</sub>	107,62	9,6
Resíduo alimentar + LI + NaHCO <sub>3</sub>	448,93	214,54 - 300,9
Resíduo alimentar + EB+ NaHCO <sub>3</sub>	-	247,0
Resíduo alimentar + RRM+ NaHCO <sub>3</sub>	-	<b>47,7</b>

Nota: RA: resíduo alimentar; CC: cascas de frutas cítricas e ácidas; LE: lodo de esgoto; LI: lodo industrial; RRM: Resíduo Ruminal bovino. Fonte: Os Autores, 2025.

O inóculo lodo agroindustrial (LI) proporciona um maior potencial de geração de metano para o resíduo alimentar, devido, provavelmente, à massa microbiana adaptada à biodigestão anaeróbia, visto que o referido lodo é oriundo de um reator tipo UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) que trata vinhaça (OLIVEIRA, 2018).

Além disso, pode-se observar que o esterco bovino também forneceu condições satisfatórias. Já com o inóculo resíduo ruminal bovino isso não aconteceu, visto que foram obtidos valores bem inferiores aos encontrados na literatura (OLIVEIRA, 2018).



### • Caso de estudos de inóculos com resíduos agroindustriais

Diversas alternativas podem ser utilizadas para o aproveitamento de resíduos agroindustriais de frutas, sendo a valorização energética uma das mais promissoras. Dessa forma, cascas e bagaços que são descartados no setor agroindustrial, podem ser utilizados como biomassa para a produção de energia através da digestão anaeróbia. Entretanto, estes resíduos possuem características desfavoráveis ao processo, tais como: pH ácido, baixa alcalinidade, elevada demanda Química de Oxigênio (DQO) e alto teor de fibras (lignina) e óleo essencial (*casca de laranja*) (SANTOS, 2020). Entretanto, a utilização desses resíduos é viável, desde que sejam utilizadas estratégias de otimização como: uso de inóculos anaeróbios (floculento e granular) e técnicas de pré-tratamento (silagem). Além disso, o uso de alcalinizantes (bicarbonato de sódio) podem otimizar a produção de metano a partir desses resíduos. Na Tabela 8 são apresentados os potenciais de geração de biogás e metano de alguns resíduos de frutas com adição de lodo de esgoto e industrial estudados por Santos et al. (2019).

**Tabela 8 Potencial de geração de biogás e metano (NmL/gSV) testados com resíduos de frutas.**

Configurações	Potencial de Biogás (NmL/gSV)	Potencial de metano (NmL/gSV)
Bagaço de laranja + LI	348	128
Bagaço de laranja + LE	286	116
Casca de maracujá+ LI	264	115
Casca de maracujá+ LE	190	78
Bagaço de caju + LI	173	62
Bagaço de caju+ LE	160	64

Nota: BL: Bagaço de laranja; BC: Bagaço de caju; CM: Casca de maracujá; LI: lodo industrial; LE: lodo de esgoto. Fonte: Os Autores,2025.



## 1.5.2 Controle de pH

Os resíduos orgânicos alimentares são uma fração considerada bastante energética dos resíduos sólidos urbanos, dos quais são esperados altos valores de metano e um bom aproveitamento energético (TCHOBANOGLOUS; THEISEN; VIGIL, 1993; LABATUT; ANGENENT; SCOTT, 2011; FIRMO, 2013). Porém, se não houver controle de variáveis como temperatura, agitação, pH e alcalinidade, a geração de metano pode ser inibida durante o processo (LUCENA, 2016; VALENÇA, 2017).

O resíduo alimentar, de uma forma geral, apresenta características favoráveis para digestão anaeróbia como elevado teor de umidade e matéria orgânica, fatores favoráveis à digestão anaeróbia (LUCENA, 2016; VALENÇA, 2017; OLIVEIRA, 2018). Entretanto, o resíduo alimentar possui características desfavoráveis como pH ácido e baixa alcalinidade (VALENÇA, 2017). O pH ácido, a baixa alcalinidade e alta carga orgânica nos resíduos alimentares podem causar acidificação excessiva nas etapas iniciais de hidrólise e acidogênese na digestão anaeróbia. Isso pode levar ao acúmulo de ácidos graxos voláteis, ocasionando uma queda significativa no pH do meio, resultando na inibição das atividades metanogênicas com baixa produção de metano ( $\text{CH}_4$ ). Desse modo, deve ocorrer a biodigestão anaeróbia com adição de um inóculo eficiente ou uso de um alcalinizante que impeça a acidificação do reator (VALENÇA, 2017).

O inóculo proporciona melhores condições para o processo de digestão anaeróbia, por fornecer microrganismos na etapa inicial, maior teor de água e nutrientes, bem como o aumento do pH do meio. Porém, a capacidade de tamponamento nem sempre é suficiente para manter o pH estável e dentro da faixa ideal para a atividade metanogênica durante todo o experimento, sendo necessário a utilização de alcalinizantes (LUCENA, 2016; VALENÇA, 2017).

A utilização do agente tamponante, em alguns casos é essencial na otimização da geração de metano e biogás. Isso ocorreu devido ao aporte de alcalinidade conferida ao meio através do alcalinizante (VALENÇA, 2017).



O metabolismo dos microrganismos contribui naturalmente para a geração de alcalinidade no meio (JUN et al., 2009). No entanto, a alcalinidade é transitória e limitada, devido às variações significativas de AGVS (JUN et al., 2009; VALENÇA et al., 2022). Portanto, alcalinidade adicional é necessária para evitar a acidificação do meio. Segundo Raposo et al. (2011), a alcalinidade é a capacidade de neutralizar ácidos que oferecem resistências à mudanças brutas e significativas no pH.

Na literatura, alguns tipos de alcalinizantes como hidróxido de sódio (NaOH), carbonato de cálcio (CaCO<sub>3</sub>) e bicarbonato de sódio (NaHCO<sub>3</sub>) podem ser promissores no controle do pH na digestão anaeróbia de resíduos alimentares (Kim et al., 2016; Ye e outros, 2018). A Tabela 9 apresenta estudos realizados por Valença et al. (2021), que testaram diferentes concentrações de bicarbonato de sódio como alcalizante para controle do pH durante a digestão anaeróbia de resíduos alimentares com adição de lodo de esgoto e industrial.

**Tabela 9 Potencial de geração de biogás e metano (NmL/gSV) de resíduos alimentares com adição de bicarbonato de sódio**

Configurações	Concentração de bicarbonato de sódio (%)	pH inicial	pH final	Potencial de Biogás (NmL/gSV)	Potencial de metano (NmL/gSV)
Resíduo alimentar + Lodo industrial	0	7,2	5,5	61	0,5
	1,5	7,2	5,4	51	1,2
	4,5	7,4	5,4	77	2,8
	11	7,2	7,9	449	214
	28	7,2	7,9	249	86
Resíduo alimentar + Lodo de esgoto	0	7,1	5,0	67	0
	1,5	7,3	5,0	38	0
	4,5	6,8	5,2	84	0
	11	6,7	5,4	99	0
	28	7,3	5,7	108	10

Fonte: Os Autores, 2025.



### 1.5.3 Pré-tratamento biológico (Silagem)

Devido a estrutura recalcitrante (lignina, celulose, hemicelulose) de resíduos lignocelulósicos é necessário a utilização de técnicas de pré-tratamento para melhorar a biodegradabilidade e facilitar a etapa de hidrólise para otimização da produção de biogás. De forma geral, os métodos de pré-tratamentos podem ser biológicos, químicos, térmicos e físicos ou a combinação desses (GUERI et al., 2021). Contudo, os métodos físicos e químicos têm desvantagens como: alta demanda de energia, altas concentrações de produtos químicos tóxicos e reduções da qualidade dos resíduos. O pré-tratamento biológico tem sido mais atrativo por ser ambientalmente mais seguro em relação a outros métodos, pois consome menos energia e produtos químicos (ZHENG et al., 2014). Dentre os métodos biológicos, a silagem tem se mostrado uma estratégia atrativa devido a simplicidade e baixo custo.

A silagem é um processo que ocorre em condições anaeróbias adequadas para a fermentação láctica e a acidificação da biomassa pela ação de bactérias endógenas, que fermentam os açúcares (acessíveis) contidos na biomassa em ácido láctico, ácido acético e etanol. (ELFERINK et al., 1999; VAN VLIERBERGHE et al., 2022). A técnica tem como função aumentar a produção de metano e preservação da biomassa por períodos prolongados em usinas de biogás (FRANCO et al., 2018; SANTOS et al. 2022).

A silagem tem se mostrado um método eficiente de preservação da biomassa para a digestão anaeróbia, mas seu sucesso depende de alguns parâmetros como: tipo da biomassa, teor de umidade, sólidos totais, quantidade de carboidratos (acessíveis) e natureza dos micro-organismos endógenos inicial (FRANCO et al., 2018). A Tabela 10 apresenta estudos realizados por Santos (2019) que utilizaram a técnica de silagem para resíduos de frutas, com a finalidade de potencializar a produção de metano.



**Tabela 10 Potencial de geração de biogás e metano (NmL/gSV) resíduos de frutas utilizando a técnica de silagem**

Configurações	Tempo de silagem (dias)	Potencial de Biogás (NmL/g <sub>sv</sub> ) In natura	Potencial de metano (NmL/g <sub>sv</sub> ) Ensilado
Casca de maracujá + LI	21	39	42
Casca de maracujá + LE	14	104	148
Bagaço de laranja +LI	21	78	171
Bagaço de laranja +LE	14	94	102

Fonte: Os Autores, 2025.

### **1.5.4 Uso de consórcios microbianos específicos para resíduos envelhecidos**

Resíduos envelhecidos em aterros caracterizam-se por serem bastante resistentes à biodegradação, uma vez que são ricos em plásticos, borracha, materiais inertes – pedras, solos e materiais finos (BRITO, 2015). Esta característica influencia diretamente sobre a produção de biogás e metano, uma vez que não permite a ocorrência de uma rápida degradação. É necessário recorrer a métodos alternativos, como uso de consórcios microbianos, a fim de otimizar e acelerar a produção de biogás e metano desses resíduos (HOLANDA, 2016). Segundo Poszytek et al. (2016) consórcios microbianos devem ser estáveis, relativamente baratos, universais (com amplo espectro de atividade) e resistentes às mudanças das condições ambientais.

Um consórcio, devido a diversidade de espécies envolvidas, realiza tarefas mais complexas do que microrganismos isolados, ao mesmo tempo em que utiliza os recursos disponíveis em seu ambiente de forma mais eficiente. Além disso, utilizam substratos mais simples, possuem uma maior eficiência de bioconversão e o processo de purificação é mais barato (SAID: DANI, 2017). Dentre os microrganismos que podem ser utilizados como consórcio, as bactérias têm se destacado pela forte ação hidrolítica, com capacidade de desintegrar celulose e hemicelulose (KAMPERIDOU et al.,



2021). Na Tabela 11 é apresentado o potencial de geração de biogás e metano de resíduos envelhecidos com o uso de consórcio microbiano.

**Tabela 11 Potencial de geração de metano do resíduo testados com resíduos de aterros sanitários.**

Configurações	Potencial de Biogás (NmL/g <sub>sv</sub> )	Potencial de metano (NmL/g <sub>sv</sub> )
Resíduo velho misturado+ água	11,04	5,76
Resíduo velho misturado + LE	12,13	9,14
Resíduo velho misturado+ CM+LE	38,39	24,68

Nota: CM: Consórcio microbiano; LE: Lodo de esgoto. Fonte: Os Autores,2025.

O uso do consórcio microbiano, combinado com resíduo velho e lodo de esgoto, apresentou o maior potencial de geração de biogás e metano, sendo 2,7 vezes superior ao “Resíduo velho misturado +Lodo” e 4,28 vezes superior ao “Resíduo velho misturado +H<sub>2</sub>O” (Tabela 11).

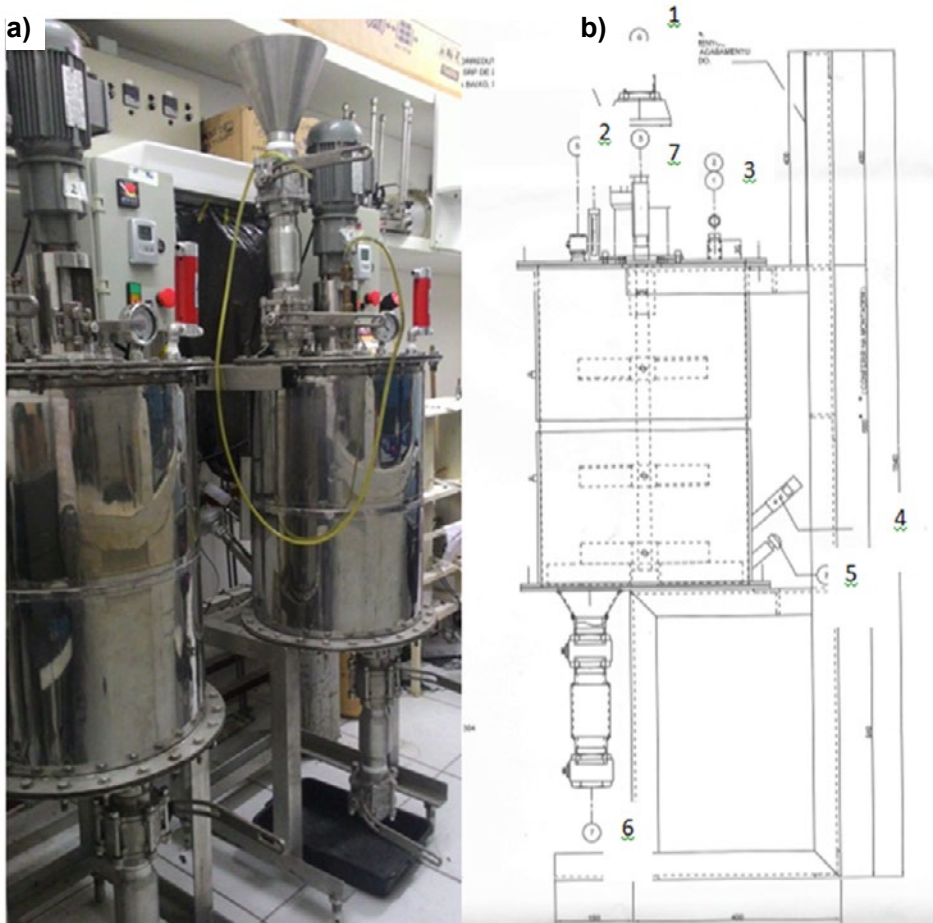
## 1.6 ESTUDOS EXPERIMENTAIS EM REATORES EM ESCALA DE INTERMEDIARIA

Reatores piloto de escala intermediária podem ser utilizados como uma técnica de verificação do potencial de geração dos resíduos, visto que simula em maior proximidade, as condições em escala real. São passíveis de testes em uma maior granulometria e alimentação semicontínua, utilizando os melhores resultados obtidos nos reatores de pequena escala.

Na Figura 5 é possível observar reatores intermediários de 75 litros, cada, para realização do ensaio de avaliação do potencial de geração de biogás e metano. Ambos possuem instrumentos de medição, chaves e sistema de proteção elétrica para acionamento das resistências de

aquecimento instaladas no corpo dos mesmos e foram adaptados de Firmo (2013). Os reatores possuem sensor de pH específico para altas pressões, sensor PT-100 para medição de temperatura e termo-higrômetro digital para umidade.

**Figura 5** Reatores piloto de escala intermediária



**Nota:** (a) imagem real; (b) croqui de projeto. 1: Câmara de alimentação tipo estanque; 2: válvula de purga de gás; 3: válvula de segurança; 4: sensor de pH; 5: sensor de temperatura; 6: Câmara de descarga tipo estanque; manômetro.

Fonte: VALENÇA, 2017.



Utilizando esses reatores, Valença (2017) testou dois inóculos em digestão com resíduo alimentar de restaurante. O lodo industrial foi o mais eficaz, conseguindo, na codigestão com resíduos, atingir um rendimento máximo de metano de 95,63 m<sup>3</sup>/ton. Desse modo, tendo que o gás metano possui poder calorífico de 9,97 kWh/m<sup>3</sup> ou 8600 kcal/Nm<sup>3</sup> (CHERNICHARO, 1997; DEUBLEIN; STEINHÄUSER, 2008) seriam produzidos 953,43 kWh/ton. de resíduo alimentar. Considerando o cálculo de aproveitamento energético com um aproveitamento de 37% (FNR, 2010), seriam produzidos 352,77 kWh/ton. de resíduo alimentar.

## **1.7 ESTUDOS EXPERIMENTAIS EM REATORES EM ESCALA DE CAMPO**

### **1.7.1 Instalação Piloto de Metanização em Duas Fases de Resíduos Sólidos Orgânicos da UFSC**

No contexto das tecnologias de tratamento dos resíduos sólidos urbanos (RSU) e integradas ao conceito de economia circular, a digestão anaeróbia (DA) desponta como uma alternativa estratégica de tratamento e conversão dos resíduos sólidos orgânicos (RSO) em energia e produção de substratos passíveis de utilização no solo. Ainda, especificamente, a metanização em duas fases apresenta-se como uma alternativa para a DA de RSO, onde cada reator pode ser otimizado de forma independente, resultando em melhor controle de pH, maior estabilidade do processo, aumento do rendimento de CH<sub>4</sub> e redução de sólidos voláteis (SV). A metanização de resíduos sólidos orgânicos (RSO) é um processo basicamente de duas etapas: na primeira fase, matérias orgânicas complexas são degradadas a ácidos graxos voláteis de cadeia curta por meio das solubilizações hidrolíticas e acetogênicas e, na segunda etapa, acetato, hidrogênio e dióxido de carbono são convertidos a metano (LETTINGA et.al., 1996, APPELS et al., 2008). Entre os desafios da metanização de resíduos orgânicos está a estabilidade do pH. Esse resíduo apresenta elevada matéria orgânica, e durante



as primeiras fases da digestão anaeróbia (DA) ocorre a formação de grande quantidade de ácidos graxos voláteis. O acúmulo desses ácidos no reator age diretamente no poder tamponante do meio, o que acarreta queda do pH.

A queda do pH interfere na fase metanogênica, uma vez que essa faixa de pH inibe as bactérias metanogênicas, enquanto as bactérias produtoras de ácidos mostram-se ativas, mesmo em pH abaixo de 4,5 (CHERNICHARO, 2007). Reatores de fase única podem não ser viáveis no tratamento de afluentes com altas cargas orgânicas, devendo haver a separação das fases em dois ambientes isolados. A codigestão é um método utilizado para melhorar o rendimento da digestão anaeróbia de resíduos sólidos por meio da mistura de diferentes cosubstratos, estabelecendo um equilíbrio nutricional. A codigestão pode ocorrer pela diluição do resíduo sólido urbano (RSU), pela mistura com outro substrato ou ambos (MATA-ALVAREZ et al., 1999). A determinação da proporção ideal entre os cosubstratos beneficia as características de funcionamento do biodigestor (BROW e LI, 2013), melhora a relação C/N, diminui a concentração de nitrogênio (CUETOS et al., 2008) e resulta em maior rendimento de biogás. Diversos estudos têm demonstrado o aumento na digestibilidade da biomassa e na produção de biogás com a codigestão. Sosnowski et al. (2003) observaram o aumento da produção de biogás ao adicionar RSU (fração orgânica) em biorreatores com lodo de esgoto.

Igualmente, uma maior produção de biogás foi verificada por Hartmanne Ahring (2005) na codigestão de RSU com estrume. A produção de biogás aumentou com a mistura de RSU e resíduos de abatedouros (CUETOS et al., 2008), com gordura, óleo e graxa do lodo de tratamento de esgoto (MARTÍN-GONZÁLEZ et al., 2010), óleo vegetal, gorduras animais, celulose e proteínas (PONSÁ et al., 2011) e com resíduos de melão (ANJUM et al., 2012). Brow e Li (2013) mostraram o benefício da codigestão de resíduos alimentares e resíduos de jardinagem. Resultados encontrados pelos autores citados estão representados na Tabela 12. A codigestão de RSO e estrume de gado foi estudada por Zhang et al (2011), em reator em batelada e semisequencial, obtendo, respectivamente, rendimento de metano de 388 mL/g<sub>VS</sub> e 317 mL/g<sub>VS</sub>.

**Tabela 12 Principais dados da literatura sobre codigestão**

Co-substrato	Co-Substrato%*	Temperatura °C**	COA g SSV.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> ***	Biogás L/g SSV <sup>-1</sup>	Autor
Lodo de esgoto	75	56	3,1	0,23	SOSNOWSKI et al. (2003)
Estrume	50	55	3,5	0,4	HARTMANN e AHRING (2005)
Resíduos de abatedouro	15	34	3,7	0,8	CUETOS et al. (2008)
Gordura de lodo de esgoto	15	37	4,5	0,55	MARTÍN-GONZALEZ et al. (2010)
Óleo vegetal	20	37	-	0,7	PONSÁ et al. (2011)
Gordura animal	20	37	-	0,6	
Celulose	20	37	-	0,26	
Proteína	20	37	-	0,29	
Resíduos de melão	30	38	3,37	-	ANJUM et al. (2012)
Resíduos de jardinagem	80	36	-	0,12	BROW e LI (2013)
Resíduos de jardinagem	20	38	0,54	0,47	Perin et al. (2020)

**Nota:** \* Co-subs. (%): % de co-substrato utilizada na co-digestão com RSU; \*\* Temp. °C: temperatura de funcionamento do Biodigestor; \*\*\* COA: Carga Orgânica Volumétrica.

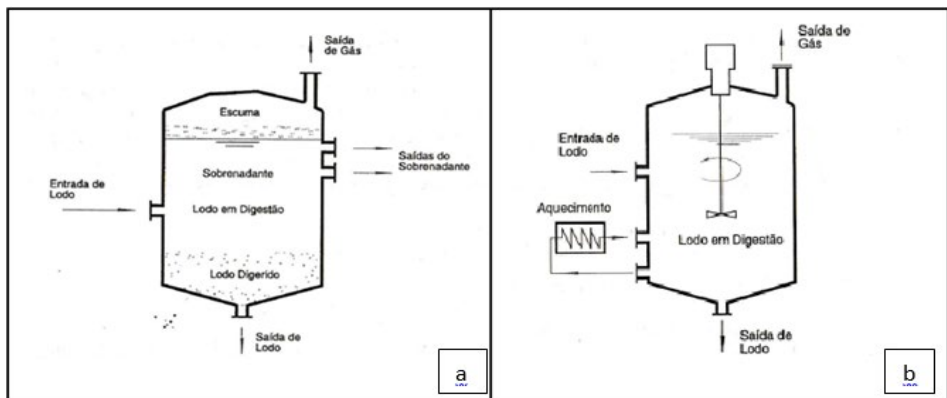
Fonte: Os Autores, 2025.

Ao revisar os diversos trabalhos publicados na área de tratamento anaeróbio de RSO, Esposito (2012) chegou à conclusão de que a codigestão resulta no aumento do potencial de produção de metano, quando a mistura é preparada com percentagens adequadas dos diferentes substratos orgânicos a ser digerido. O efeito benéfico da codigestão é devido, principalmente, ao equilíbrio de C/N.

Um biodigestor anaeróbio pode ser definido como uma tecnologia composta por uma câmara fechada, utilizada para tratar resíduos orgânicos

na ausência de oxigênio, ocorrendo a degradação e decomposição da matéria orgânica pela ação de microrganismos, tendo como subprodutos o biogás e o biofertilizante. O processo anaeróbico de biodegradação só ocorre na fração orgânica do substrato; desse modo, quanto maior o teor de sólidos voláteis, maior a taxa de conversão da massa orgânica. Para biodigestores anaeróbios, tratando resíduos sólidos orgânicos, é indicado classificar de acordo com o número de estágios, o teor de sólidos e o tipo de alimentação (VANDEVIVERE et al., 2002). Os biodigestores podem ser classificados pelo número de estágios. Para o tratamento de RSO são usualmente utilizados sistemas de um estágio, dois estágios ou sistemas multiestágios. Em sistema de um estágio (Figura 6) as reações de hidrólise, acidificação, acetogênese e metanogênese ocorrem simultaneamente em um mesmo digestor. Esse modelo é mais usual, pois apresenta vantagens quanto ao custo de investimento, ao manejo e manutenção (VANDEVIVERE et al., 2002).

**Figura 6** Representação esquemática de reator com um estágio



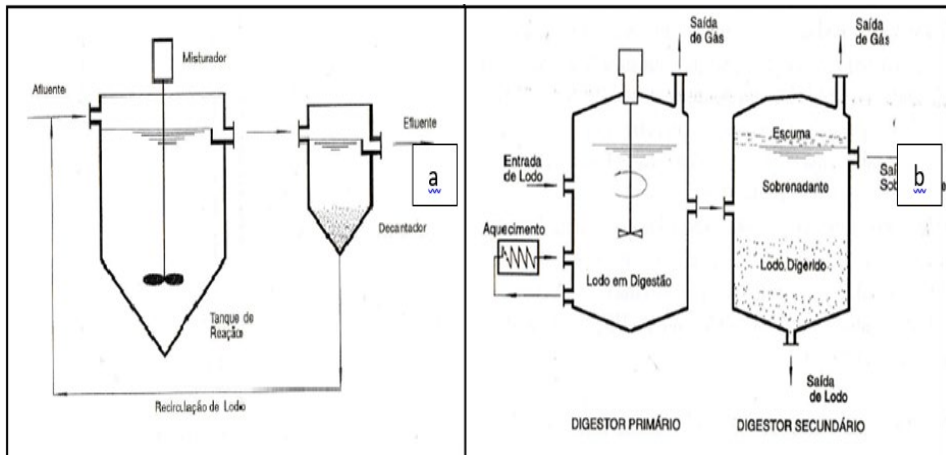
Fonte: CHERNICHARO (2007).

**Nota:** a) baixa carga. b) alta carga.

Em sistemas de dois ou múltiplos estágios as reações ocorrem sequencialmente em digestores separados. Nos sistemas de dois (Figura 7) ou múltiplos estágios cada uma das etapas da digestão anaeróbica ocorre em separado, alcançando níveis de degradação mais elevados para menores tempos de retenção. As diferentes taxas de crescimento e pH ótimo para os microrganismos

acidogênicos (pH entre 5,5 e 6,5) e os microrganismos metanogênicos (em torno de pH 7) e, portanto, diferentes requisitos em relação às condições do reator, levaram Pohland e Ghosh (1971) ao desenvolvimento de processos de digestão anaeróbica em dois estágios (LA RUBIA, DE *et al.*, 2009).

**Figura 7** Representação esquemática de reator com dois estágios



Fonte: CHERNICHARO, 2007.

**Nota:** a) baixa carga. b) alta carga.

Pohland e Ghosh (1971) descreveram um procedimento para separar espacialmente o estágio acidogênico do estágio metanogênico, utilizando dois reatores. Nesse procedimento, o primeiro estágio apresenta a formação de orgânicos graxos voláteis (AOV), enquanto a conversão de AOV para metano e dióxido de carbono ocorre na segunda fase. A partir de 1978, diversos estudos mostraram maiores eficiências, relativamente dos reatores de duas fases. Os estudos relatados trataram, principalmente, de diferentes configurações e combinações de reatores de acidificação e metanogênese, taxas de carga mais elevadas, tempo de retenção de sólidos, combinação de reatores mesofílicos e termofílicos, efeito de pressão mais alta etc. (MAJHI; JASH, 2016). Os sistemas de duas fases têm a vantagem de amortecer a carga orgânica aplicada (COA) na primeira etapa, permitindo uma taxa de alimentação mais constante para o segundo estágio (metanogênico) (GANESH *et al.*, 2014).



A liquefação simultânea, juntamente com a acidificação que ocorre em um sistema de duas fases, ajuda no tratamento de resíduos com alto teor de sólidos (SALOMONI et al., 2011). Os reatores dois estágios apresentam melhor desempenho frente ao acúmulo de substâncias inibidoras e à flutuação da carga orgânica volumétrica, proveniente da heterogeneidade dos resíduos (VANDEVIVERE et al., 2002), afirmativa corroborada pela pesquisa de Pavan et al. (1999) apud Vandevivere et al. (2002), comparando o desempenho dos sistemas de um e dois estágios e tendo como resultado o colapso do sistema de um estágio com cargas de 3,3  $\text{kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\cdot\text{dia}$ , enquanto o sistema de dois estágios permaneceu estável com carga orgânica de 7  $\text{kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\cdot\text{dia}$ . As aplicações de sistemas de digestão anaeróbica em dois estágios para resíduos de alimentos provaram ser eficazes para resolver as questões de inibição do pH de sistemas de um estágio (CHO et al., 1995; DINSDALE et al., 2000; KLOCKE et al., 2008; SHIN et al., 2010; LI et al., 2018; SHEN et al., 2013).

Além disso, sistemas de duas fases para a degradação anaeróbia de resíduos orgânicos mostraram várias vantagens em relação aos processos convencionais, pois permitem a seleção e enriquecimento de diferentes microrganismos em cada digestor, aumentam a estabilidade do processo, controlando a fase de acidificação para evitar sobrecargas e acumulação de materiais tóxicos; e primeiro estágio pode atuar como um tampão metabólico, evitando choque de pH com a população metanogênica (SOLERA et al., 2002). Nos Quadro 1 e Quadro 2 são apresentados alguns estudos sobre a eficiência de sistemas de digestão anaeróbia em dois estágios.

**Quadro 1 Parâmetros operacionais de sistemas de metanização resíduos orgânicos em duas fases.**

Autor	Reator*	Volume (L) Acidogênico. / Metanogênico	Substrato	Inóculo	Temp. °C Acidogênico	Temp. °C Metanogênico
[1]	SC	0,5/ 0,5	RSU	Dejeto bovino		
[2]	SC	0,25/ 0,25	RSO	Lodo reator RSO		
[3]	B	0,8/ 0,8	Batatas	Lodo ativado	35	35
[4]	SC	18/ 18	Resíduos de usina de azeite	Lodo ETE	37	37
[5]	C	1,2/ 4,5	Resíduos orgânicos	Lodo de planta de biogás	55	55
[6]	B	0,5/ 0,5	Resíduos orgânicos	Lodo UASB	37	37
[7]	C	5/ 8	Resíduos de frutas, vegetais e alimentares	Lodo ETE	35	35
[8]	SC	15/ 15	Resíduos de frutas e vegetais	Lodo reator UASB	35	35
[9]	C	25/ 50	Resíduos de frutas e verduras e palha de trigo	Lodo granular anaeróbico	35	35
[10]	B	25/ 50	Trigo palha e resíduos de frutas e vegetais	Lodo granular	35	35
[11]	C	3/4 e 4/7	Resíduos vegetais	Lodo granular	37	37
[12]	SC	5/ 5	RSO	Lodo ETE	55	35
[13]	SC	2,5/ 2	Resíduos orgânicos		37	37
[14]	SC	2/ 1	Resíduos orgânicos	Lodo UASB	35	35
[15]		0,25/0,25	Vinhaça cerveja	Lodo granular	37	37
[16]	B	2/ 5	Resíduos alimentares	Lodo ETE	39	39
[17]	SC	1/ 1	Resíduos alimentares, hortícolas e dejetos avícola	Lodo ETE	35	35



[18]	B	1,2/ 4,1	Resíduos alimentares e esgoto		35	35
[19]	C	10/ 35	Resíduos alimentares	Esgoto	37	37
[20]			Resíduos agrícolas dejetos bovinos	Sem inóculo	65	37
[21]	B	1	RSO	Lodo reator UASB	35	35
[22]	B	0,25/ 0,25	Resíduos alimentares, lodo de esgoto e glicerol bruto	Lodo ETE	35	35

Fonte: Os Autores, 2025.

**Nota:** [1] Chanakya et al, 1992; [2]; Chu et al., 2008; [3] Xie, 2008 [4] Fezzani & Cheikh, 2010 ;[5] Luo et al, 2011; [6] Nathao et al., 2013; [7] Shen et al, 2013; [8] Ganesh et al, 2014; [9] Wang, 2014; [10] Xing, 2014; [11] Zuo et al., 2015; [12] Fernández-Rodríguez et al., 2016; [13] Majhi et al., 2016; [14] Wu et al., 2016; [15] Fu et al., 2017; [16] Giannakis et al., 2017; [17] Li W et al, 2017; [18] Li et al, 2017; [19] Paudel, 2017; [20] Dooms et al, 2018; [21] Lavagnolo et al, 2018; [22] Silva et al., 2018. \*Reator = Sistema de operação do reator: C = Contínuo; SC = Semi-contínuo; B = Batelada

## Quadro 2 Sistemas de metanização resíduos orgânicos em duas fases.

Autor	COA Acidogênico (Kg VS/m <sup>3</sup> -d-1)	COA Metanogênico (Kg VS/m <sup>3</sup> -d-1)	TDH Acidogênico (dias)	TDH Metanogênico (dias)	pH Acidogênico	pH Metanogênico	PEM (LCH <sub>4</sub> /kgVS)
[1]	2,00	2,0-4,0 kg	7	7	5,0	7,0-8,0	***179
[2]	38;40	6,60 kg	1,3	5	5,5	7,2	464,00
[3]			0,5	18,24 e 36			157,9
[4]	*5,54-14 kgDQO/m <sup>3</sup> -d-1	2,28 a 9,17	4 - 24				346-534
[5]	3		1-4	12- 14	6,0		320-340
[6]	23- 75 - 95		1,45		6,0	7,0	82



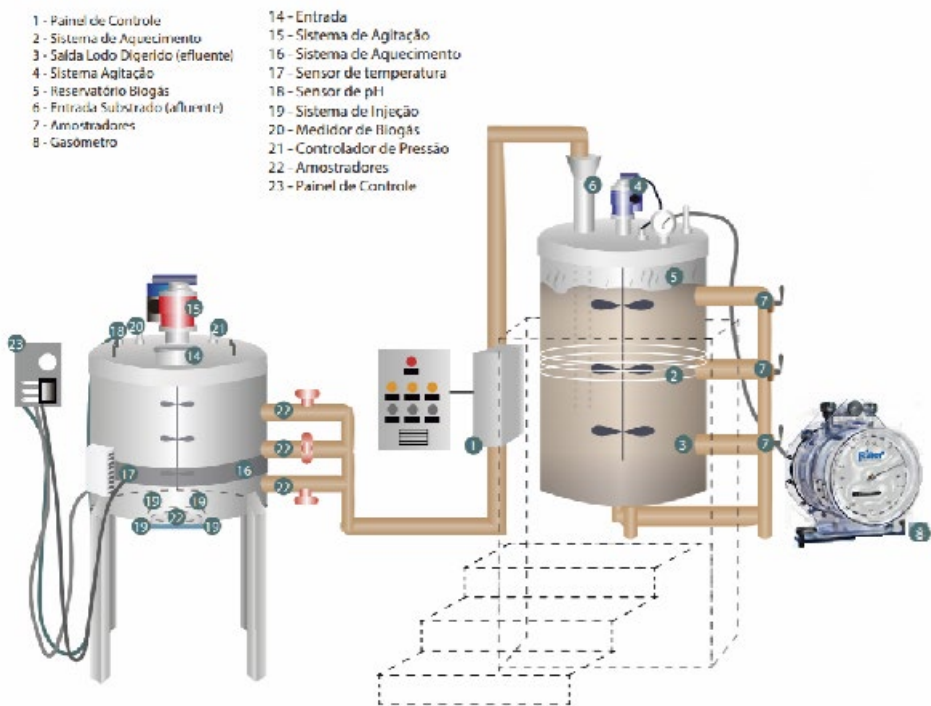
[7]	2,0 - 10,0	1,0-5,00	10	10	7,0	7,0	351-455
[8]	5-10 kg	1,2 - 1,4	1-3	20	6,2		270
[9]	1.37		10		7,0	7,0	***760
[10]	0,6-1,37		24-17-10	24-17-10	7,2	7,3	
[11]	2.6 - 3.0		14	14	6,8	7,8	
[12]	22,4 - 29,9		3-4	6-10	7,0	7,6	150
[13]	0,86-0,889	1.1 – 1,5	20	29	5,5	7,5	0,86-0,889
[14]	11	0,75-1,5	3	48 -42	4,0	6,5	244,20
[15]			4	45	5,5-7,2	7,0	274,00
[16]			0,83- 0,16	10,4	6,5	7,0	380.1
[17]	6-4-2		30	30	7,6	7,6	113,4
[18]	0,5-0,8		10-6	30-29	3,7	7,0	115-157
[19]	17,7- 34,8-70,8-106	1,24-1,76	48-24-12-8	15 -20	5,0-5,5	7,7,5	728 676
[20]			4	15	4,50	7,0	235
[21]	**5 gVS/L.		2	20	6,5-7- 9	8,5	544
[22]	**10 gVS / L		1,5	40	5,50	7,0	342

Fonte: Os Autores, 2025.

**Nota:** [1] Chanakya et al, 1992; [2] Chu et al., 2008; [3] Xie, 2008; [4] Fezzani & Cheikh, 2010; [5] Luo et al, 2011; [6] Nathao et al., 2013; [7] Shen et al, 2013; [8] Ganesh et al, 2014; [9] Wang, 2014; [10] Xing, 2014; [11] Zuo et al., 2015; [12] Fernández-Rodríguez et al., 2016; [13] Majhi et al., 2016; [14] Wu et al., 2016; [15] Fu et al., 2017; [16] Gioannis et al., 2017; [17] Li W et al, 2017; [18] Li et al, 2017; [19] Paudel, 2017; [20] Dooms et al, 2018; [21] Lavagnolo et al, 2018; [22] Silva et al., 2018. \* Valores de COA em kg DQO/ $m^3 \cdot d^{-1}$ . \*\* Valores em gVS/L. \*\*\* Resultado em PEB (produção específica de biogás)  $LCH_4/kgVS$ .

A planta piloto de metanização de resíduos sólidos orgânicos (RSO) instalada e operante na UFSC é composta por dois reatores: um para a fase ácida e outro para a fase metanogênica. O sistema de digestão de duas fases consiste em dois reatores que atuam em série, separados fisicamente, desenvolvendo diferentes fases bioquímicas, a acidogênica e a metanogênica. A configuração geral do sistema de metanização é apresentada na Figura 8.

**Figura 8 Esquema geral do sistema de metanização da UFSC**



Fonte: Os Autores, 2025.

O reator piloto acidogênico foi construído em aço inoxidável e possui volume total de 85 L. O piloto conta com um sistema de aquecimento, composto por uma resistência externa localizada na parte central do reator (Figura 9), o qual poderá operar em temperatura mesófila ou termofilia, e sistema de homogeneização mecânica, constituído de três pás giratórias e acionamento automático com frequência de 38 rpm; a agitação foi de 15



minutos por hora. O reator possui 1 amostrador (DN 150 mm) localizado na parte inferior e 3 amostradores laterais (DN 75 mm) distribuídos em 3 alturas, de forma a coletar amostras representativas da biomassa interna.

Na parte inferior, o reator conta com um sistema de insuflação de gases composto por 4 orifícios conectados por mangueiras de 1mm. A medição do biogás é realizada por um medidor automático de gases. O biogás produzido é armazenado em um cilindro de 100ml até atingir a pressão de 0,5 bar; o medidor registra a quantidade de gás produzida e envia remotamente a informação para controle do usuário, conforme ilustrado na Figura 9. Em seguida o gás é liberado para que seja realizada nova medição.

**Figura 9 Reator acidogênico**



Fonte: Os Autores,2025.

O reator metanogênico Figura 10 tem volume total e útil de 115L e 100L, respectivamente, construída em aço inoxidável, medindo 0,4 m de diâmetro e 1,0 m de altura. A unidade apresenta um sistema de aquecimento, composto por uma resistência elétrica tipo baioneta localizado na região central interna do digestor e, ainda, por um sistema de homogeneização

mecânica, constituído por um agitador dotado de três hélices, acionado por moto-reductor que garante, respectivamente, o aquecimento e a mistura substrato-biomassa dentro do digestor. A mistura no interior do reator foi de 30 min a cada 3 horas, com potência de 30 RPM. O dispositivo de alimentação do resíduo orgânico está instalado na tampa do reator, parte superior, e imerso 0,3m no interior do piloto, o que garante a entrada afogada do afluente, evitando a entrada de oxigênio.

Para a retirada do efluente, o reator conta com 3 amostradores laterais inferiores e saída de fundo com DN 100mm. Na parte superior externa estão instaladas as mangueiras ligando o piloto ao gasômetro e uma válvula de pressão para o alívio em casos de excessos na produção de biogás. Nesta mesma região, um manômetro analógico mostra a pressão exercida pelo biogás na superfície interna do digestor. O piloto ainda conta com um painel de controle elétrico provido de moto-reductor de velocidade variável com variador de frequência, temporizador para controle da agitação/mistura, relé, contadores e controlador de temperatura (TCM 45, marca Contemp) para o controle da temperatura interna do digestor. Para a medição do biogás foi utilizado um gasômetro Ritter@ modelo TG05.

**Figura 10 Reator metanogênico**



Fonte: Os Autores, 2025.



O sistema de metanização de RSO em duas fases está instalado na sala de pré-preparo (setor desativado) do Restaurante Universitário-UFSC, campus Trindade, Florianópolis, Santa Catarina. O regime de alimentação adotado para o sistema foi o semicontínuo (uma vez ao dia). A Tabela 13 apresenta um resumo das características físicas do sistema e os principais parâmetros operacionais adotados.

**Tabela 13 Resumo das características físicas e parâmetros operacionais**

<b>Item</b>	<b>Acidogênico</b>	<b>Metanogênico</b>
<b>Material</b>	Aço inox	Aço inox
<b>Altura</b>	0,40 m	1.10m
<b>Diâmetro</b>	0,52 m	0,4
<b>Volume total/ volume útil</b>	85 L/ 38 L	110/100
<b>Diâmetro entrada substrato (01 unid.)</b>	150 mm	100 mm
<b>Diâmetro mostrador inferior (01 unid.)</b>	150 mm	100 mm
<b>Diâmetro mostradores laterais (03 unid.)</b>	75 mm	100 mm
<b>Regime de alimentação</b>	semi-contínuo	Semi-contínuo
<b>Temperatura de operação</b>	35°C/55°C	35°C
<b>Homogeneização</b>	38 rpm por 15 min/hora	30rpm 30 min cada 3h

Fonte: Os Autores, 2025.

Na partida do sistema de metanização foi adotada a condição mesofílica de temperatura, ou seja, a 35°C. O volume útil dos reatores foi preenchido com inóculo e o início da alimentação e das análises foi realizado após a estabilização da produção de biogás do inóculo. O processo de alimentação foi realizado respeitando a carga orgânica aplicada (COA) e a vazão definida. Estabelecida a quantidade de substrato (COA em STV) a ser adicionado ao reator, um volume complementar de água foi incorporado a esse substrato a fim de completar o volume da vazão. A iniciação do sistema foi realizada com TDH fixo e aumento gradativo da COA. Ao atingir a COA máxima, suportada pelo sistema, foi variado



o TDH de ambos os reatores. Ao longo da pesquisa com o sistema de metanização serão avaliadas as interações entre os parâmetros, mas sempre com o objetivo principal de atingir a maior conversão de material orgânico em metano.

O monitoramento do sistema experimental foi realizado por meio de análises físico-químicas do material afluente (substrato) e efluentes dos reatores acidogênico e metanogênico, como também do biogás produzido. As amostras serão coletadas e, na sequência, analisadas nos laboratórios LIMA e LARESO, da UFSC. Os parâmetros monitorados estão descritos na Tabela 14. Para o substrato e o cosubstrato, após a coleta e trituração, uma amostra foi separada para quantificar o valor de SVT. Determinado o valor SVT de cada uma, corria à homogeneização manual desses dois materiais, respeitando a proporção a ser definida de cosubstrato, em SVT, à mistura com o substrato orgânico. Após a homogeneização, as demais análises serão realizadas. Para as amostras efluentes, após cada coleta, as análises serão realizadas.

**Tabela 14 Métodos analíticos e frequência das análises**

Parâmetro	Método	Substrato/ Afluente	Saída RA1/ entrada RM1	Saída RM1
pH e temperatura	Potenciométrico*	Cada coleta	Diariamente	Diariamente
Acidez total	Titulométrico**	Cada coleta	4x semana	4x semana
Alcalinidade total	Titulométrico 2320B**	Cada coleta	4x semana	4x semana
Ácidos Graxos Voláteis (AGV)	Cromatografia Gasosa	-	4x semana	4x semana
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	Titulométrico 5220D**	Cada coleta	3x semana	3x semana
Nitrogênio Total Kjhedal (NTK)	Destilação Kjhedal**	Cada coleta	3x semana	3x semana
Nitrogênio Amoniacal (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	Titulométrico 4500C**	Cada coleta	3x semana	3x semana
Fósforo total (P <sub>t</sub> )	Método Vanadatomolibdato 4500C**	Cada coleta	3x semana	3x semana
Carbono Orgânico Total	Oxidação por combustão catalítica	Cada coleta	3x semana	3x semana
Sólidos Totais (ST), Totais Voláteis (STV) e Totais Fixos (STF)	Método evaporação em chapa aquecida 2540 **	Cada coleta	3x semana	3x semana

Fonte: Os Autores, 2025.

## 1.7.2 Planta piloto de metanização de resíduos orgânicos do CEASA/PE

Atualmente, o Brasil ocupa o ranking dos 10 países que mais perdem alimentos no mundo, com cerca de 35% da produção sendo desperdiçada todos os anos (SANTOS *et al.*, 2020). Segundo o relatório de comercialização anual disponibilizado pela Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB), em 2021, foram comercializados aproximadamente 17,5 milhões de toneladas hortifrutigranjeiros no país. A Tabela 15 apresenta os 10 maiores Centro de Abastecimento de Produtos hortigranjeiros do Brasil.

**Tabela 15 – TOP 10 das comercializações dos produtos Hortigranjeiros CONAB 2021**

CEASAS	Quantidade (T) 2021	Ranking
CEAGESP - São Paulo	3.054.856	1º
CEASA/MG - Grande BH	1.462.413	2º
Autarquia Municipal de Abastecimento - Juazeiro/BA	1.427.574	3º
CEASA/RJ - Rio de Janeiro	1.338.263	4º
CEASA/PR – Curitiba	855.172	5º
CEASA/GO – Goiânia	850.012	6º
CEASA/PE – Recife	696.261	7º
CEASA CAMPINAS - SP*	627.285	8º
CEASA/RS - Porto Alegre	611.064	9º
CEASA/BA – Salvador	508.894	10º

Fonte: CONAB (2022)

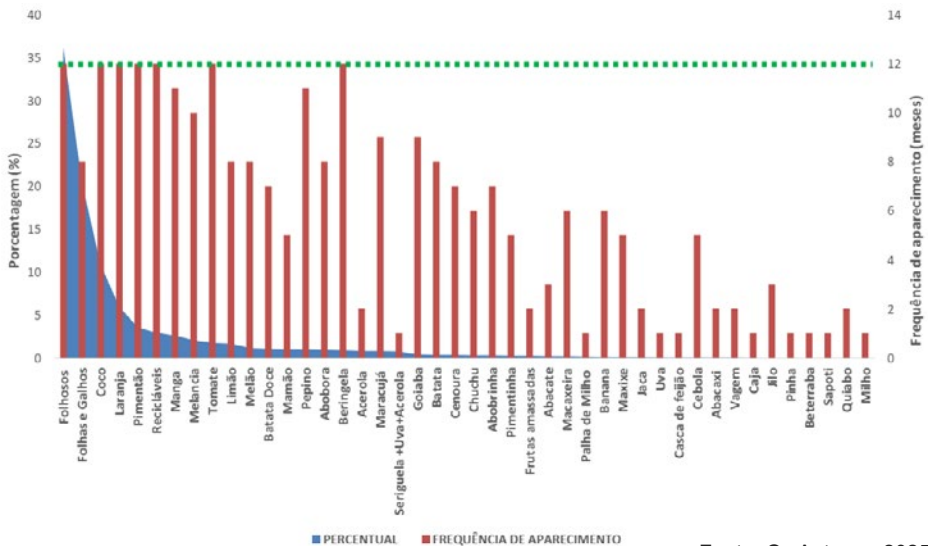
Avaliando o Centro de Abastecimento e Logística de Pernambuco (CEASA-PE), o qual encontra-se em 2021 no 7º Ranking, podemos observar na Tabela 1. Segundo o CEASA-PE (2021), a média da geração de resíduos é de 1.100 t/mês de resíduos sólidos, dos quais 90% são orgânicos CEASA-PE, (2021). Diante deste cenário o Grupo de Resíduos Sólidos (GRS/UFPE) desenvolveu usina piloto de tratamento de resíduos orgânicos



gerados no CEASA/PE, com capacidade de processamento de até 1ton./dia de carga orgânica (RSO + Chorume + inóculos) utilizando a tecnologia da digestão anaeróbia para produção de biogás, biofertilizante e energia .

Para o dimensionamento foi necessário o estudo da composição gravimétrica realizado por Brito (2023) realizou visitas in loco em todos os galpões geradores de resíduos (no total de 48), com a finalidade de identificar os galpões que mais descartam resíduo orgânico (RO) desta forma foram realizadas as composições gravimétricas, Figura 11.

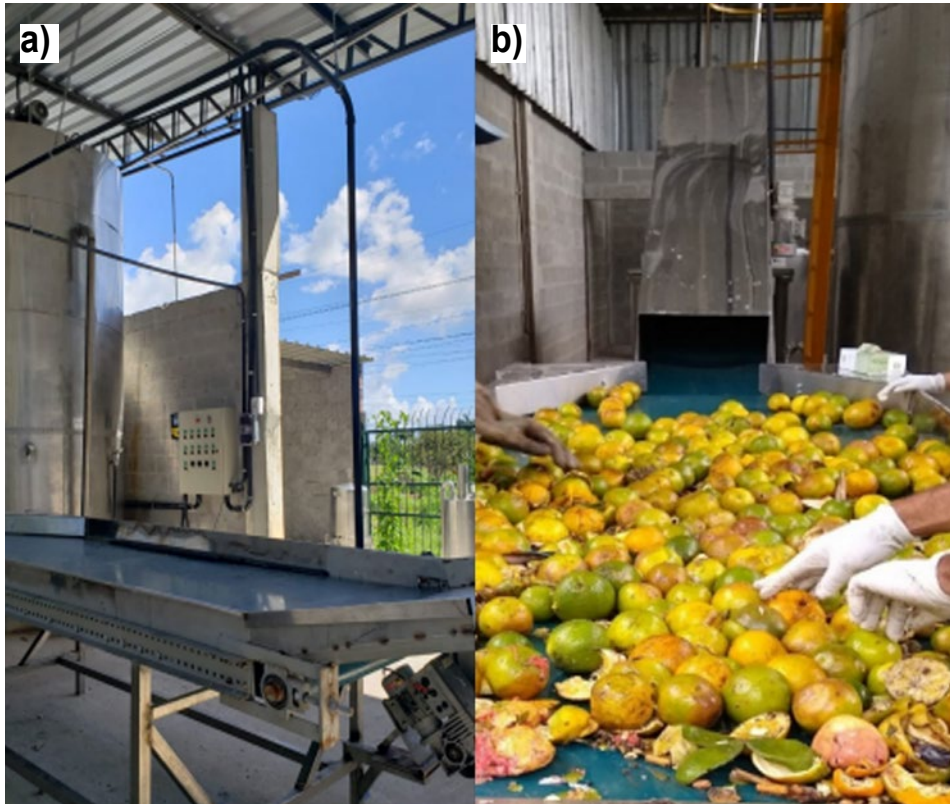
**Figura 11 Correlação entre a composição gravimétrica média e a frequência de aparecimento dos resíduos do CEASA/PE – Recife nos galpões em estudo entre os anos de 2019 e 2020**



Fonte: Os Autores, 2025.

A unidade está sendo operada nas dependências do CEASA-PE - Centro de Abastecimento e Logística de Pernambuco (CEASA/PE) de Figura 12 ,utilizando, como inóculo, o lodo proveniente de Estação de Tratamento de Esgoto e Rúmen Bovino e, como substratos, resíduos de frutas e verduras.

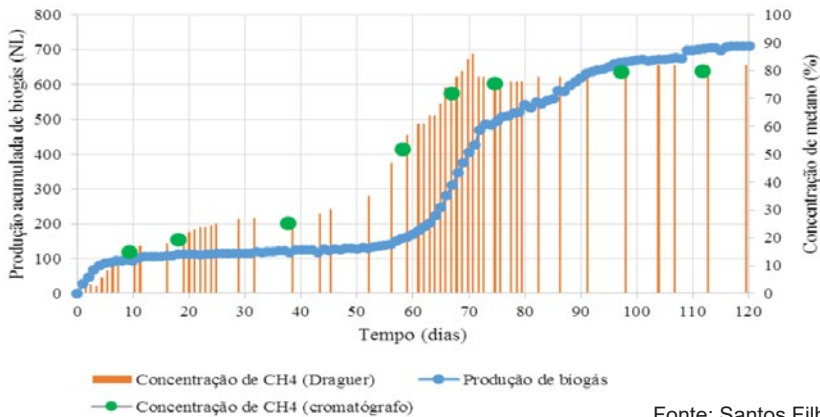
Figura 12 (a) Planta em escala piloto de digestão anaeróbia instalada no CEASA-PE; (b) Triagem dos resíduos orgânicos



Fonte: Santos Filho, 2018

SANTOS FILHO, 2018 realizou um estudo em escala de laboratório utilizando os RSO oriundos do CEASA/PE, na Figura 13. mostra a produção acumulada de biogás e a concentração de metano após a adição do RSO (7,5 kg, in natura), no reator horizontal, o qual, obteve uma produção acumulada de 711,20 NL de biogás, no tempo de detenção hidráulica de 120 dias, ou seja, a taxa diária média foi de 5,9 NL/dia. A concentração máxima de metano foi de 86% (com 73 dias) e o valor ao final do experimento foi de 82%. A produção de biogás corresponde a 94,83 NL/kgMF ou 94,83 Nm<sup>3</sup>/tonMF. Para o metano apenas, considerando a concentração média do período (50%), a produção foi de 47,42 Nm<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>/tonMF. Tal valor vai ser usado para valorização energética.

**Figura 13 Relação da Produção acumulada e concentração de metano na codigestão do RSO com inóculos aclimatado no Biodigestor Horizontal**



Fonte: Santos Filho, 2018

Com base nos estudos anteriormente realizados em laboratório, observou-se a necessidade de realizar o controle do processo, o que exigiu a adoção observou-se a importância de realizar o controle do processo de forma minuciosa, o que determinou então no formato do equipamento em três principais fases: (1) Tanque de Hidrólise/Acidificação I visando a pré-fermentação e a correção do pH, (2) Tanque de Hidrólise/Acidificação II visando a correção do pH e observando o início da metanização e por fim (3) um tanque de biodigestão onde ocorrerá a metanização por completo. Na Tabela 16 apresenta os principais parâmetros utilizados como base para o planejamento e a confecção do biodigestor. Os tanques trabalham de forma contínua, com o tempo de detenção hidráulica de 30 dias.

**Tabela 16 Principais parâmetros utilizados como base de cálculo no projeto do sistema de biodigestão em escala piloto.**

<b>CÁLCULOS - BIODIGESTOR PILOTO</b>		
Capacidade total da unidade de digestão	20	m <sup>3</sup>
Capacidade da unidade de digestão	12	t
Capacidade total de alimentação dia	1	m <sup>3</sup> /d
Capacidade de alimentação da unidade de digestão dia	0,6	t/d

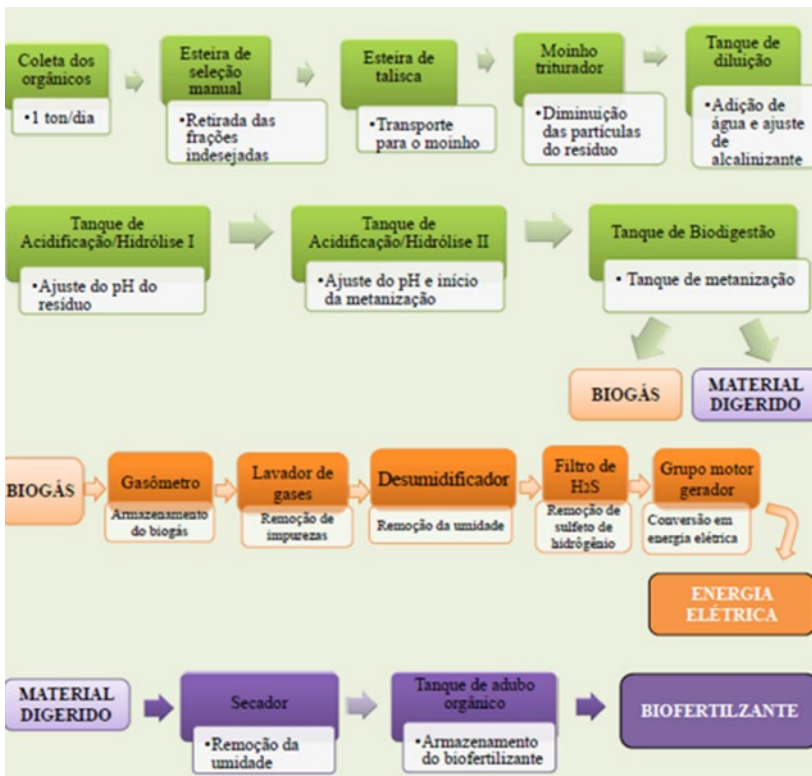


Faixa de Vazão de Biogás	De 0 - 20	m <sup>3</sup> /h
TDH (dias)	De 20 a 30	dias
Umidade	85	%
Densidade	0.6	ton./m <sup>3</sup>
Sólidos voláteis	90	%
Potencial de geração de metano máximo	300	m <sup>3</sup> /t
Potencial de geração de metano (conversão 70%)	210	m <sup>3</sup> /t
Geração de metano (eficiência=100%) seco-condição BMP	18.9	m <sup>3</sup> /d
Geração de metano (eficiência=100%) SSV- condição contínua	36.45	m <sup>3</sup> /d

Fonte: Brito,2023.

A Figura 14 apresenta um fluxograma da unidade de biodigestão anaeróbica implantada no CEASA/PE.

**Figura 14 Fluxograma do sistema de biodigestão anaeróbia instalado no CEASA/PE.**



Fonte: Os Autores, 2025.



Os itens a seguir descrevem os principais componentes da unidade de biodigestão, envolvendo: Esteira de Seleção Manual, Esteira Elevatória de Taliscas, Moinho Triturador, Tanque de Diluição, Tanque de Hidrólise/Acidificação I, Tanque de Hidrólise/Acidificação II, Tanque de Metanização, Gasômetro, Secador Horizontal, Lavador de Gases, Desumidificador, Filtro de H<sub>2</sub>S, Flare (Queimador), Plataforma, Bomba de Engrenagem, Tubulação, Quadro de Comando, Válvulas e Instrumentos.

- **Esteira de Seleção Manual:** O primeiro equipamento que compõe a unidade de biodigestão anaeróbia é a esteira manual. Com capacidade de carga de 50kg/m, sua função principal é a seleção de forma manual dos materiais, permitindo assim a remoção de substâncias inadequadas para o tratamento via digestão anaeróbia, como plásticos, vidros, metais, dentre outros elementos indesejados ao processo. Sua estrutura foi confeccionada em aço carbono, com sistema de acionamento por motor-reductor de 0,180kW, tensão de 220V/380V, com velocidade controlada pelo operador, que após verificação foi estabelecida em 8m/min.

- **Esteira Elevatória de Taliscas:** Após separação do material na esteira de seleção, o resíduo é transportado por uma esteira elevatória de taliscas, equipada com sistema de acionamento por motor-reductor de 0,180kW, tensão de 220V/380V, com velocidade da esteira e capacidade de carga de 8 m/min e 50 kg/m, respectivamente. Esta esteira tem como função principal o direcionamento do material orgânico previamente selecionado na esteira de seleção manual até a entrada do moinho triturador.

- **Moinho Triturador:** Com o objetivo de reduzir o tamanho das partículas e promover a homogeneização dos resíduos de frutas e verduras *in natura*, foi integrado um moinho triturador ao sistema de biodigestão. O mesmo possui um motor com rotação de 3.450 rpm, capacidade de trituração de 270 kg/h e impulsionado por um motor elétrico de 2,2 kW. Ressalta-se que, a depender do tipo de resíduos, faz-se necessário inserir água ou lixiviado para facilitar o processo de trituração.

- **Tanque de Diluição:** Após a trituração dos resíduos no moinho triturador, o material é direcionado através de tubulações para um Tanque



de Diluição. Esse tanque foi projetado para permitir o controle do pH antes da entrada do substrato ou inóculo nos tanques de Pré- Fermentação I e II. Para tanto, o equipamento possui capacidade de 500L, equipado com um misturador acionado por motor elétrico de 0,180 kW.

- **Tanques de Pré-Fermentação:** Após correção do pH no tanque de diluição, o material segue para os Tanques de Pré- Fermentação I e II. Nestes tanques, a operação é realizada com o pH em torno de 5,0– 6,0. Estes, com volumes de 2m<sup>3</sup> e 3 m<sup>3</sup>, respectivamente, foram confeccionados providos de misturador com motor de 0,37 kW e redutor para 42 rpm. Acoplado ao tanque, estão instrumentos de medição e controle de temperatura, medição da pressão e medição de pH interno, com válvula de segurança para liberação do gás em caso de sobrepressão. Na parte superior dos tanques foi instalado um visor de acrílico, com o intuito de proporcionar ao operador a avaliação interna do sistema.

- **Tanque de Metanização:** O terceiro tanque que compõe o sistema é o Tanque de Metanização, onde ocorre o estágio metanogênico. Nesta etapa o ideal é o sistema ser operado com pH variando entre 6,0 e 8,0. Possui volume total de 15m<sup>3</sup>, provido de misturador com motor de 0,37kW e redutor para 42 rpm, instrumentos de medição e controle de temperatura, medição da pressão e medição de pH interno, com válvula de segurança para liberação do gás em caso de sobrepressão. Assim como nos demais tanques, na parte superior do tanque de metanização foi instalado um visor, com o intuito de proporcionar a avaliação interna do sistema.

- **Plataforma:** Para garantir o acesso seguro ao biodigestor em virtude da altura do mesmo, foi instalada uma plataforma de acesso equipada com corrimão e escada tipo marinho.

- **Bomba de Engrenagem, Tubulação, Quadro de Comando, Válvulas e Instrumentos:** Compõem ainda o sistema duas bombas de engrenagem de deslocamento positivo de 1750 rpm, com motor de 1,50 kW para proporcionar o transporte do material orgânico, tubulação de material



orgânico e digestato, além de um quadro elétrico de proteção e comando dos sistemas com todos os componentes eletroeletrônicos e sinalização.

- **Gasômetro:** O gasômetro utilizado para coleta do biogás é composto por uma lona de PVC, com capacidade unitária de 30m<sup>3</sup> e dimensões de 3 metros de diâmetro e 10 de metros comprimento. O mesmo está provido de instrumentos de medição de vazão para o monitoramento de fluxo de gás, além de uma válvula de segurança que permite a liberação do gás em caso de sobrepressão, garantindo a segurança do sistema.

- **Lavador de Gases:** O lavador de gases visando a remoção de impurezas foi confeccionado em aço inox, tipo cilindro vertical, com diâmetro de 0,30m e altura de 0,65m.

- **Desumidificador:** O desumidificador de biogás confeccionado tipo cilindro vertical foi projetado visando a redução de umidade em até 90%, com capacidade de 25m<sup>3</sup>/h.

- **Filtro de H<sub>2</sub>S:** O filtro para remoção de H<sub>2</sub>S do biogás foi confeccionado em aço inox AISI 304, do tipo cilindro vertical, com diâmetro de 0,20m e altura de 1,0m.

- **Grupo Motogerador:** O Gerador de eletricidade é do tipo bioflex, com potência de 9,5kVA, tensão de 110/220V, monofásico, 60Hz, motor de ciclo Otto.

- **Secador Horizontal:** O secador possui sistema de acionamento de motor de 1CV, tensão de 220/380V, sistema de aquecimento e fluido térmico através de resistência elétrica com potência de 10.000W e capacidade para desumidificar 200kg/h.

- **Flare:** O Flare foi confeccionado em aço carbono, do tipo cilíndrico vertical, com diâmetro de 0,15 metros e altura de 0,80 metros, provido de bico queimador.

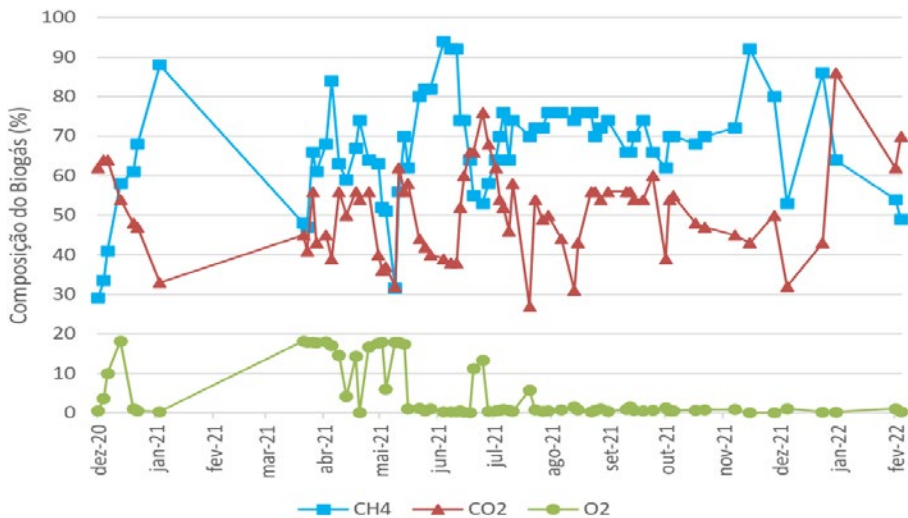
O sistema de biodigestão está sendo monitorado periodicamente em termos de pressão, temperatura, composição de biogás, material digerido e outros



parâmetros tais como: pH, sólidos voláteis, alcalinidade, ácidos graxos voláteis, DQO e outros que podem influenciar na biodegradação e geração de metano.

Em termos de composição de biogás, no início da operação do biodigestor, o teor de metano era de 29%, no entanto, após correção do sistema, nos meses de junho e novembro de 2021, foi possível obter um percentual de aproximadamente 90% de CH<sub>4</sub>. No que concerne aos resultados de volume mensal de biogás, observou-se que o mês de novembro obteve um desempenho de operação, com 87,2m<sup>3</sup>/mês e taxa máxima de 2,9m<sup>3</sup>/d de biogás.

**Figura 15 Comportamentos das variações temporais das porcentagens de gás metano, dióxido de carbono e oxigênio no R3**



Fonte: Brito,2023.

Quanto aos resultados de volume acumulado de biogás, observou-se, no terceiro trimestre de 2021, que o volume acumulado foi de 125,4 m<sup>3</sup> de biogás. Ressalta-se que a planta piloto de biodigestão anaeróbia é uma tecnologia inovadora e sustentável para o tratamento dos resíduos orgânicos da CEASA-PE, que servirá de modelo como prática sustentável para os Centros de Abastecimento e Logística do Brasil, permitindo ganhos econômicos e ambientais.



## 1.8 REFERÊNCIAS

ABDULKARIM, B. I.; ABDULLAHI, M. E. Effect of Buffer (NaHCO<sub>3</sub>) and Waste Type in High Solid Thermophilic Anaerobic Digestion. **International Journal of ChemTech Research**, local, v. 2, n. 2, p. 980-984, 2010.

ABNT.NBR 10007: Amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004.

ALCANTARA, P. B. **Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados**. 2007. 366 f. Tese (Doutora em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

ANGELIDAKI, I.; ALVES, M.; BOLZONELLA, D.; BORZACCONI, L.; CAMPOS, J. L.; GUWY, A. J.; KALYUZHNYI, S.; JENICEK, P.; VAN LIER, J. B. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. **Water Science & Technology**. Oxford, v. 59, n. 5, p. 927-934, 2009.

ANJUM, M.; KHALID, A.; MAHMOOD, T.; ARSHAD, M. Anaerobic co-digestion of municipal solid organic waste with melon residues to enhance biodegradability and biogas production, Journal of Material Cycles and Waste Management October 2012, Volume 14, Issue 4, pp 388-395, 2012.

ALVES, I.R.F.S. (2008). **Análise experimental do potencial de geração de biogás em resíduos sólidos urbanos**. Dissertação de Mestrado. Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE. 117p.

APPELS, L.; BAEYENS, J.; DEGRÈVE, J, e DEWIL, R, Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge, **Progress in Energy and Combustion Science**, n, 34; p,755–781, 2008,

AQUINO, S. F; CHERNICHARO, C. A. L; FORESTI, E; SANTOS, M. L. F; MONTEGGIA, L. O. Metodologias para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.12, n. 2, p. 192-201, 2007.

Associação Brasileira de Resíduos e Meio (ABREMA). **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2024**.

BARLAZ, M. A. A landfill carbon balance: gas production and control, and carbon sequestration. Dakofa Waste and Climate Conference. December 2009. Copenhagen, Dinamarca.

BIOPROCESS CONTROL. **Automatic Methane Potential Test System – Operation and Maintenance Manual**. BioprocessControl, Sweden AB, 2014.



BRITO, E. P. L. **Avaliação da biodegradação e geração de biogás de resíduos envelhecidos sob condições de reatores experimentais.** 2015. 130 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

BROWN, D, e LI, Y, Solid state anaerobic co-digestion of yard waste and food waste for biogas production, **Bioresource Technology** 127, 275–280, 2013.

BUFFIERE, P.; LOISEL, D.; BERNET, N.; DELGENES, J. P.; Towards new indicators for the prediction of solid waste anaerobic digestion properties. **Water Science & Technology**, v. 53, p. 233–241, 2006.

CARNEIRO, P. H. **Efeito da adição de lodo ao inóculo de reator anaeróbio híbrido sólido-líquido tratando fração orgânica de resíduos sólidos urbanos.** 2015, 135 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos.

CASSINI, S. T. et al. Hidrólise e Atividade Anaeróbia em Lodos. In: CASSINI, S. T. (Org.). **Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de biogás.** Projeto PROSAB. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2003.

ÇETINKAYA, A. Y., & YETILMEZSOY, K. (2019). Evaluation of anaerobic biodegradability potential and comparative kinetics of different agro-industrial substrates using a new hybrid computational coding scheme. *Journal of Cleaner Production*, 238, 2019.

CHANAKYA, H. N., BORGAONKAR, S., RAJAN, M. G. C., & WAHI, M. 1992. Two-phase anaerobic digestion of water hyacinth or urban garbage. *Bioresource Technology*. 42, 123-131.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias - Reatores Anaeróbios**, v. 5. 2 ed. Belo Horizonte: Segrac, DESA, UFMG, 1997, 246 p.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores anaeróbios – Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**, v,5, Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1997. Alves, I. R. F. S. **Avaliação da codigestão na produção de biogás.** Tese (Doutorado). Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2016.

CHU, Chun-Feng et al, A pH-and temperature-phased two-stage process for hydrogen and methane production from food waste, **International Journal of Hydrogen Energy**, v, 33, n, 18, p, 4739-4746, 2008.



CUETOS, M. J.; GOMEZ, X.; OTERO, M.; MORAN, A. Anaerobic digestion of solid slaughterhouse waste (SHW) at laboratory scale: influence of co-digestion with the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW), **Biochem, Eng, J**, 40, 99–106, 2008,

DE ARAUJO MORAIS J. (2006). **Influence des prétraitements mécaniques et biologiques des Ordures Ménagères Résiduelles (OMR) sur leur comportement biophysico-chimique en Installation de Stockage de Déchets (ISD)**. Tese de Doutorado - L'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon. Ecole Doctorale de Chimie de Lyon. 219p.

DE LA RUBIA, M.A.; RAPOSO, F.; RINCÓN, B.; BORJA, R. Evaluation of the hydrolytic–acidogenic step of a two-stage mesophilic anaerobic digestion process of sunflower oil cake. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 18, p. 4133-4138, 2009.

DE VRIEZE, J.; GILDEMYN, S.; VILCHEZ-VARGAS, R.; JÁUREGUI, R.; PIEPER, D. H.; VERSTRAETE, W.; Inoculum selection is crucial to ensure operational stability in anaerobic digestion. **Applied Microbiology and Biotechnology**, [s.l.], v. 99, p. 189–199, 2015.

DEFRA/EA, 2004. **Reducing Uncertainty in River Flood Conveyance**, Phase 2 – Conveyance Manual, Interim Report 3: Testing of Conveyance Methods in 1D River Models, Project W5A- 057, HR Wallingford Ltd., United Kingdom.

DEUBLEIN, D; STEINHAUSER, A. Biogas from waste and renewable resources: An introduction. WILEY VCH. Alemanha. 2008.

DIÁRIO DA REPÚBLICA PORTUGUESA. **Portaria nº 851/2009**. Norma portuguesa que estabeleceu a padronização da caracterização gravimétrica dos resíduos sólidos. 1º Série, nº 152, 7 de agosto de 2009.

DIOHA, I. J. et al. Effect of carbon to nitrogen ratio on biogas production. **International Research Journal of Natural Sciences**, local, v. 1 n. 3, p.1-10, 2013.

DINSDALE, R. M., PREMIER, G. C., HAWKES, F. R., & HAWKES, D. L. 2000. Two-stage anaerobic co-digestion of waste activated sludge and fruit/vegetable waste using inclined tubular digesters. **Bioresource Technology**. 72, 159-168.

DOOMS, M; BENBELKACEM, H; BUFFIÈRE, P. High solid temperature phased anaerobic digestion from agricultural wastes: Putting several reactors in sequence, **Biochemical Engineering Journal**, v, 130, p, 21-28, 2018.

EDWIGES, T.; FRARE, L.; MAYER, B.; LINS, TRIOLO, L.; J. M.; FLOTATS, X.; COSTA, M. S. S. M. Influence of chemical composition on biochemical methane potential of fruit and vegetable waste. **Waste Management**, Oxford, v. 71, p. 618–625, 2018.

EHRIG, H.J. (1991). Prediction of gas production from laboratory scale tests. Proceedings Sardinia 1991. Third International Landfill Symposium, Sardinia, Italy, v.1, pp.87-114.



ESPOSITO, G; FRUNZO, L.; GIORDANO, A.; LIOTTA, F.; PANICO, A.; PIROZZI, F, Anaerobic co-digestion of organic wastes, **Rev Environ Sci Biotechnol**, v, 11 p,325–341, 2012.

FRANCO, R. T.; BUFFIÈRE, P.; BAYARD, R. Effects of Storage Conditions, Total Solids Content and Silage Additives on Fermentation Profiles and Methane Preservation of Cattle Manure Before Anaerobic Digestion. **Waste and Biomass Valorization**, [s.], v. 9, n.12, p. 2307-2317, 2018.

FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE – FNR. **Guide to biogas: From production to use**, 2010.

FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (FNR). **Guia Prático do Biogás: Geração e Utilização**. Ministério da Nutrição Agricultura e Defesa do Consumidor da Alemanha. Gülzow, Alemanha. 2010.

FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (FRN). **Guia Prático do Biogás: Geração e Utilização**. 5ª edição, Gülzow, Alemanha, 2013.

FERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ, J.; PÉREZ, M.; ROMERO, L, I, Semicontinuous temperature-phased anaerobic digestion (TPAD) of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW), Comparison with single-stage processes, **Chemical Engineering Journal**, v, 285, p, 409-416, 2016

FEZZANI, B.; CHEIKH, R,B, Two-phase anaerobic co-digestion of olive Mill wastes in semi-continuous digesters at mesophilic temperature, **Bioresour, Technol**, 101, 1628–1634, 2010.

FIRMO, A. L. B. **Estudo numérico e experimental da geração de biogás a partir da biodegradação de resíduos sólidos urbanos**. 2013. 256f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

FU, Shan-Fei et al, Hydrogen and methane production from vinasse using two-stage anaerobic digestion, **Process Safety and Environmental Protection**, v, 107, p, 81-86, 2017.

GANESH, Rangaraj et al, Single-phase and two-phase anaerobic digestion of fruit and vegetable waste: comparison of start-up, reactor stability and process performance, **Waste management**, v, 34, n, 5, p, 875-885, 2014.

GAUR, R. Z.; SUTHAR, S. Anaerobic digestion of activated sludge, anaerobic granular sludge and cow dung with food waste for enhanced methane production. **Journal of Cleaner Production**, [s.], v. 164, n. 15, p. 557-566, 2017.

GIOANNIS, Giorgia et al, Energy recovery from one-and two-stage anaerobic digestion of food waste, **Waste Management**, v, 68, p, 595-602, 2017.

GUERI, Matheus Vitor Diniz et al. Pré-tratamentos de resíduos lignocelulósicos visando ao aumento da geração de metano nos processos de digestão anaeróbia: uma revisão. **Revista Geama**, v. 7, n. 3, p. 13-27, 2021.



HANSEN T. L. et al. Method for determination of methane potentials of solid organic waste. **Waste Management**, v. 24, p. 393-400, 2004.

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

HOLANDA, S. H. B. **Uso de consórcio microbiano facultativo no estudo da biodegradação e geração de biogás de resíduos sólidos urbanos envelhecidos em aterros**. 2016. 144 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. (2006). **Solid Waste Disposal – Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Report produced for invitation of the United Nations Framework Convention on Climate Change.**

JUN, D., YONG-SHENG, Z., MEI, H., & WEI-HONG, Z. Influence of alkalinity on the stabilization of municipal solid waste in anaerobic simulated bioreactor. **Journal of hazardous materials**, v. 163, n. 2-3, p. 717-722, 2009.

KAMPERIDOU, V.; TERZOPOULOU, P. Anaerobic digestion of lignocellulosic waste materials. **Sustainability**, v. 13, n. 22, p. 12810, 2021.

KLOCKE, M.; NETTMANN, E.; BERGMANN, I.; MUNDT, K.; SOUIDI, K.; LINKE, J. M., B.

Characterization of the methanogenic Archaea within two-phase biogas reactor systems operated with plant biomass, **Systematic and Applied Microbiology**, Volume 31, Issue 3, 2008.

KUNZ, A.; AMARAL, A. C. do; STEINMETZ, R. L. R. **Padronização de uso das unidades de medida em processos de produção de biogás**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2016. 4 p. (Comunicado Técnico, 537). Versão Eletrônica. ISSN 0100-8862.

LABATUT, R. A.; ANGENENT, L. T; SCOTT, N. R. Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates. **Bioresource Technology**, Essex, v. 102, p. 2255–2264, 2011.

LAVAGNOLO, M. C., GIROTTO, F., RAFIEENIA, R., DANIELI, L., & ALIBARDI, L. 2018. Two-stage anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste—Effects of process conditions during batch tests. **Renewable Energy**. 126, 14-20.

LEITE, V. D. et al. Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta e baixa concentração de sólidos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.13, n.2, p.190–196, 2009.

LETTINGA, G.; HULSHOF POL, L,W;; ZEEMAN, G, Biological Wastewater Treatment, Part I: Anaerobic wastewater treatment, **Lecture Notes**, Wageningen Agricultural University, ed, January, 1996.



LETTINGA ASSOCIATES FOUNDATION. **Development of decentralised anaerobic digestion systems for application in the UK: phase 1 – final report.** Community Composting Network, 2009.60 p.

LI, R.; CHEN, S.; LI, X. Biogas Production from Anaerobic Co-digestion of Food Waste with Dairy Manure in a Two-Phase Digestion System. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 160, p. 643–654, 2010.

LI, Wangliang et al, Two-stage anaerobic digestion of food waste and horticultural waste in high-solid system, **Applied Energy**, v, 209, p, 400-408, 2018.

LOHANI, S. P.; HAVUKAINEN, J. Anaerobic digestion: factors affecting anaerobic digestion process. In: **Waste Bioremediation**. Springer, Singapore, 2018. p. 343-359.

LUCENA, T. V. **Avaliação da geração de biogás sob Diferentes condições de biodegradação de Resíduos alimentares.** 2016. 131f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

LUO, Gang et al, Enhancement of bioenergy production from organic wastes by two-stage anaerobic hydrogen and methane production process, **Bioresource technology**, v, 102, n, 18, p, 8700-8706, 2011.

MACIEL, F.J. (2009). **Geração de Biogás e Energia em Aterro Experimental de Resíduos Sólidos Urbanos.** Tese de doutorado. Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, dezembro, 330p.

MAINA, Sofia; KACHRIMANIDOU, Vasiliki; KOUTINAS, Apostolis. A roadmap towards a circular and sustainable bioeconomy through waste valorization. **Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry**, v. 8, p. 18-23, 2017.

MAJHI, B, K.; JASH, T, Two-phase anaerobic digestion of vegetable market waste fraction of municipal solid waste and development of improved technology for phase separation in two-phase reactor, **Waste management**, v, 58, p, 152-159, 2016.

MALINOWSKY, C, Tratamento dos resíduos sólidos orgânicos da UFSC através de biodigestor anaeróbico, Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2016.

MARTIN-GONZALEZ, L.; COLTURATO, L,F.; FONT, X.; VICENT, T, Anaerobic co-digestion of the organic fraction of municipal solid waste with FOG waste from a sewage treatment plant: recovering a wasted methane potential and enhancing the biogas yield, **Waste Manage**, 30, 1854–1859, 2010,

MATSUMIYA, Y., WAKITA, D., KIMURA, A., SANPA, S., KUBO, M. (2007). Isolation and characterization of a lipid-degrading bacterium and its



application to lipid-containing wastewater treatment. *Journal of Bioscience and Bioengineering*. 103 (4), pp. 325-330.

MATA-ALVAREZ, J.; MACÉ, S.; LLABRÉS, P. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 74, p. 3-16, 2000.

MAYER, M. C. **Estudo da influência de diferentes inóculos no tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos**. 2013. 70 f. Dissertação (Mestrado em ciência e tecnologia ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande.

McCARTY, P. L. Anaerobic Waste Treatment Fundamentals. Part Two. Environmental Requirements and Control. **Public Works**, v. 95, p. 123-126, 1964

MENDES, L. G. G; SOBRINHO, P. M. (2005). Métodos de estimativa de geração do biogás em aterro sanitário. *Revista de Ciências Exatas de Taubaté*. V. 11. N. 2, p. 71-76.

MORAIS, N. W. S., COELHO, M. M. H., DE OLIVEIRA, M. G., MOURÃO, J. M. M., PEREIRA, E. L., & DOS SANTOS, A. B. Kinetic Study of Methanization Process Through Mathematical Modeling in Biochemical Methane Potential Assays from Four Different Inoculants. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 232, n. 10, p. 1-16, 2021.

NATHAO, Chananchida; SIRISUKPOKA, Ubonrat; PISUTPAISAL, Nipon, Production of hydrogen and methane by one and two stage fermentation of food waste, **International Journal of Hydrogen Energy**, v, 38, n, 35, p, 15764-15769, 2013

OLIVEIRA, Laís Roberta Galdino de. Estudo para a metanização de resíduos alimentares. 2018.

PARK, J. K., S. C.; CHANG, H. N. Biochemical methane potential and solid state anaerobic digestion of Korean food wastes. **Bioresource Technology**, Volume 52, Issue 3, 1995.

PAUDEL, Sachin et al, Effect of volumetric organic loading rate (OLR) on H<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> production by two-stage anaerobic co-digestion of food waste and brown water, **Waste management**, v, 61, p, 484-493, 2017.

PAVAN P.; BATTISTONI P.; MATA-ALVAREZ J, E CECCHI F, Two-phase anaerobic digestion of source sorted OFMSW (organic fraction of municipal solid waste): performance and kinetic study, **Water Science and Technology**, v,41, p, 111-118, 1999.

PERIN, J, K, H., BORTH, P, L, B., TORRECILHAS, A, R., DA CUNHA, L, S., KURODA, E, K., & FERNANDES, F, (2020), Optimization of methane production parameters during anaerobic co-digestion of food waste and garden waste, *Journal of Cleaner Production*, 272, 123130.



Pohland FG and Ghosh S, Developments in anaerobic stabilization of organic wastes—the two-phase concept, *Envir Letters*1:255–266 (1971).

PONSÁ, S.; GEA, T.; SÁNCHEZ, A, Anaerobic co-digestion of the organic fraction of municipal solid waste with several pure organic co-substrates, **Biosystems Engineering**, Volume 108, Issue 4, Pages 352–360, 2011.

POSZYTEK, K.; CIEZKOWSKA, M.; SKLODOWSKA, A.; DREWNIAK, L. Microbial consortium with high cellulolytic activity (MCHCA) for enhanced biogas production. **Frontiers in Microbiology**, v. 7, p. 324, 2016.

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

SAID, B.; DANI, S. Synthetic microbial ecology: engineering habitats for modular consortia. **Frontiers in microbiology**, v. 8, p. 1125, 2017.

SALOMONI, C.; CAPUTO, A.; BONOLI, M., FRANCIOSO, O.; RODRIGUEZ-ESTRADA, M. T.; PALENZONA, D. Enhanced methane production in a two-phase anaerobic digestion plant, after CO<sub>2</sub> capture and addition to organic wastes. **Bioresource Technology**, Volume 102, Issue 11, 2011.

SANTOS, L. A. **Potencial de geração de biogás a partir de resíduos agroindustriais de frutas**. 2019.

SANTOS, L. A., VALENCA, R. B., DA SILVA, L. C. S., DE BARROS HOLANDA, S. H., DA SILVA, A. F. V., JUCÁ, J. F. T., & SANTOS, A. F. M. S. Methane generation potential through anaerobic digestion of fruit waste. **Journal of Cleaner Production**, v. 256, p. 120389, 2020.

SANTOS, L. A., SILVA, T. H. L., DE MELO OLIVEIRA, C. R., JUCÁ, J. F. T., & SANTOS, A. F. D. M. S. (2022). Silage as a pre-treatment of orange bagasse waste to increase the potential for methane generation. **Science of The Total Environment**, v. 823, p. 153613, 2022.

SANTOS FILHO, Derovil Antonio dos. Estudo da influência de inóculos e desenvolvimento de reator horizontal no processo da biodigestão de resíduo sólido orgânico. 2018.

SHALINI, S.S., KARTHIKEYAN, O.P., JOSEPH, K. (2010). Biological stability of MSW from simulates landfills in tropical environment. *Bioresource Technology*. v. 101. pp. 845– 852.

SHIN, S.G.; HAN, G.; LIM, J.; LEE, C.; HWANG, S. A comprehensive microbial insight into two-stage anaerobic digestion of food waste-recycling wastewater, **Water Res.**, 44 (2010).

SHEN, Fei et al, Performances of anaerobic co-digestion of fruit & vegetable waste (FVW) and food waste (FW): single-phase vs, two-phase, **Bioresource technology**, v, 144, p, 80-85, 2013.



SCHULZ, F. Biodigestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos. 2015. 112f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil. São Leopoldo, Rio Grande do Sul.

STEINMETZ, R. L. R. **AValiação DO EFEITO DE DROGAS VETERINÁRIAS NA PRODUÇÃO ESPECÍFICA DE BIOGÁS DE SUBSTRATOS AGROPECUÁRIOS**. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2016.

SILVA, Fabrícia MS et al, Hydrogen and methane production in a two-stage anaerobic digestion system by co-digestion of food waste, sewage sludge and glycerol, **Waste Management**, 2018.

SOLERA, R.; ROMERO, L. I.; SALES, D. The evolution of biomass in a two-phase anaerobic treatment process during start-up. **Chemical and biochemical engineering quarterly**, v. 16, n. 1, p. 25-30, 2002.

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

SOSNOWSKI, P; WIECZOREK, A.; LEDAKOWICZ, S, Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes, **Adv, Environ, Res**,7, 609–616, 2003.

TCHOBANOGLIOUS, G., THEISEN, H., VIGIL, S. **Intergrated Solid Waste Management**, chapter 9, McGraw-Hill, New York, 1993.

TUCK, C. O.; PÉREZ, E.; HORVÁTH, I. T.; SHELDON, R. A.; POLIAKOFF, M. Valorization of biomass: deriving more value from waste. **Science**, v. 337, n. 6095, p. 695-699, 2012.

VALENÇA, R. B. Avaliação da geração de biometano em diferentes cenários de biodegradação de resíduos alimentares. 2017. Dissertação (mestre em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2017.

Valença, R. B., dos Santos, L. A., Firmo, A. L. B., da Silva, L. C. S., de Lucena, T. V., Santos, A. F. D. M. S., & Jucá, J. F. T. Influence of sodium bicarbonate (NaHCO<sub>3</sub>) on the methane generation potential of organic food waste. **Journal of Cleaner Production**, v. 317, p. 128390, 2021.

VANDEVIVERE P.; DE BAERE L.; VERSTRAETE W, Types of anaerobic digesters for solid wastes in biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes, V, 4, p, 111-147, London, **IWA Publishing**, 2002, Volume 100, Issue 18, 2009, Pages 4133-4138.

VAN VLIERBERGHE, C., ESCUDIE, R., BERNET, N., SANTA-CATALINA, G., FREDERIC, S., & CARRERE Conditions for efficient alkaline storage of cover crops for biomethane production. **Bioresource Technology**, v. 348, p. 126722, 2022

VDI. VDI 4630 - Fermentation of organic materials characterisation of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation testsVEREIN DEUTSCHER INGENIEURE, 2006.



VILELA, F. R. **Biometanização**: estudo da influência do lodo e da serragem no tratamento anaeróbico da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU). 2015. 229 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo. São Carlos.

WANG, Chong et al, Microbial community structures in an integrated two-phase anaerobic bioreactor fed by fruit vegetable wastes and wheat straw, **Journal of Environmental Sciences**, v, 26, n, 12, p, 2484-2492, 2014.

WHO - International Reference Center for Waste Disposal. **Methods of analysis of sewage sludge solid wastes and compost**. Suíça. 1978.

WU, Yuanyuan et al, A new method of two-phase anaerobic digestion for fruit and vegetable waste treatment, **Bioresource technology**, v, 211, p, 16-23, 2016

YE, M.; LIU, J.; MA, C.; LI, Y.; ZOU, L.; QIAN, G., XU, Z. Improving the stability and efficiency of anaerobic digestion of food waste using additives: a critical review. **Journal of Cleaner Production**, v. 192, p. 316-326, 2018.

XIE, Binfei et al, Production of hydrogen and methane from potatoes by two-phase anaerobic fermentation, **Bioresource technology**, v, 99, n, 13, p, 5942-5946, 2008.

XING, Wei et al, A half-submerged integrated two-phase anaerobic reactor for agricultural solid waste codigestion, **Biochemical engineering journal**, v, 88, p, 19-25, 2014.

ZHANG, L.,; LEE, Y,W,; JAHNG, D.,Anaerobic co-digestion of food waste and piggery wastewater: focusing on the role of trace elements, **Bioresour, Technol**, 2011

ZHENG, Y.; ZHAO, J. J.; XU, F.; LI, Y. Pretreatment of lignocellulosic biomass for enhanced biogás Production. **Progress in Energy and Combustion Science**, [s.l.], v. 42, p. 35-53, 2014.

ZUO, Zhuang et al, Performance enhancement of leaf vegetable waste in two-stage anaerobic systems under high organic loading rate: Role of recirculation and hydraulic retention time, **Applied Energy**, v, 147, p, 279-286, 2015.

# 2

## CAPÍTULO

### **APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DO BIOGÁS EM ATERROS SANITÁRIOS**

Suetônio Mota  
Lorena S. Monteiro  
Wildson Max B. da Silva  
Gemmelle Oliveira Santos  
Veruschka Escarião Dessoles Monteiro  
Kellianny Oliveira Aires  
José Fernando Thomé Jucá  
Maria Odete Holanda Mariano  
Alice Jadneiza G. A. Almeida  
Guilherme José C. Gomes

## 2.1 INTRODUÇÃO

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) são compostos por diversos materiais, tais como plásticos, metais, vidro, papel, papelão, restos de alimentos, vegetais e animais; são resultantes de diversas ações advindas do desenvolvimento econômico, do crescimento da população, do aumento do consumo da população e outros. No Brasil, a geração de resíduos cresce em média 4,2% ao ano atingindo, em 2023, um valor de 82,5 milhões de toneladas (ABREMA, 2024). A grande parte destes resíduos possuem destinação adequada em aterros sanitários (60,2%) e 39,8% foram destinados a locais inadequados como lixões e aterros controlados (ABREMA, 2024).

A fração orgânica desses resíduos se degrada gerando biogás, que é composto principalmente de metano ( $\text{CH}_4$ ) e dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), os gases de efeito estufa - GEE (RAGA et al., 2017). O  $\text{CH}_4$  é um importante gás de efeito estufa com um potencial de aquecimento 29 vezes maior que o  $\text{CO}_2$  (IPCC 2019). A contribuição atual das emissões de  $\text{CH}_4$  para o aquecimento global é estimado em 15% (HU e LONG, 2016). Os aterros sanitários são considerados a quarta maior fonte antropogênica de metano. Em 2020, o setor de resíduos no Brasil emitiu cerca de 3,17 Mt de  $\text{CH}_4$ , majoritariamente associadas à disposição de resíduos sólidos em aterros sanitários, aterros controlados e lixões (SEEG/Observatório do Clima, 2024). Ao mesmo tempo, as emissões de metano dos aterros representam uma oportunidade perdida para capturar e usar um recurso energético significativo. Além disso, a redução das emissões de metano dos aterros é uma das melhores maneiras de alcançar um impacto benéfico a curto prazo na mitigação das mudanças climáticas globais (EPA, 2022).

Dessa forma, as emissões geradas em aterros sanitários necessitam ser mitigadas em atendimento aos protocolos internacionais e à Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei 12.305/2010). Isto gera a necessidade de uma solução para a emissão dos gases nesse meio, através de tecnologias de baixo carbono. Dentre as tecnologias, a utilização de gás de aterro é uma alternativa viável para gerar energia e reduzir as emissões de metano que produzem resultados positivos para as comunidades locais e para o meio ambiente (EPA, 2022).



## 2.2 MODELOS DE GERAÇÃO DE BIOGÁS EM ATERROS SANITÁRIOS

Modelos matemáticos são considerados ferramentas úteis e econômicas para avaliar o potencial de geração de gás em um aterro sanitário, uma vez que seus resultados podem ser utilizados na avaliação do potencial de emissões e na viabilidade de projetos de gestão do biogás. Existem diversos modelos disponíveis que podem ser utilizados para gerar uma curva de produção de biogás ao longo do tempo (ESMAP, 2004).

### 2.2.1 Método de Inventário do IPCC

O *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC), apresentou, em 1996, um método de cálculo simplificado que permite estimar a emissão de metano a partir de resíduos sólidos. A quantidade de metano emitido por ano é dada pela equação 2.1.

$$Q(CH_4) = \frac{R \cdot L_0}{\rho(CH_4)} \quad (2.1)$$

Onde:

- Q (CH<sub>4</sub>) = metano gerado por ano (m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/ano);  
R = quantidade de resíduos depositados por ano (Kg RSU/ano);  
L<sub>0</sub> = potencial de geração de CH<sub>4</sub> dos resíduos sólidos (KgCH<sub>4</sub>/KgRSU);  
ρ(CH<sub>4</sub>) = massa específica do CH<sub>4</sub> (0,7167 Kg/m<sup>3</sup>).

O potencial de geração de metano (L<sub>0</sub>) é calculado pela equação 2.2:

$$L_0 = FMC \cdot COD \cdot COD_f \cdot F \cdot \left(\frac{16}{12}\right) \quad (2.2)$$

Onde:

- FMC = fator de correção de metano (adimensional);  
COD = carbono orgânico degradável (kg de C/kg RSU);  
COD<sub>f</sub> = fração de COD dissociada (%);  
F = fração em volume de metano no biogás (%);  
(16/12) = fator de conversão de carbono em metano (KgCH<sub>4</sub>/KgC).



Segundo o IPCC (1996), o FMC varia de acordo com o local de deposição dos resíduos, e para aterro sanitário é igual a 1. Para estimar a fração de carbono biodegradável (COD) utiliza-se a equação 2.3, que leva em consideração a composição dos resíduos e a quantidade de carbono em cada componente da massa de resíduos.

$$COD = 0,4 . A + 0,17 . B + 0,15 . C + 0,4 . D + 0,3 . E \quad (2.3)$$

Onde:

COD = carbono orgânico degradável (kg de C/kg RSU);

Porcentagem em massa:

A – Papel e papelão

B – Podas de parques e jardins

C – Restos de alimentos

D – Tecidos

E – Madeira

Caso não sejam conhecidas as frações dos resíduos, o IPCC (1996) recomenda utilizar o valor de COD = 12%. Regattieri (2009) apresenta como valor padrão para fração de COD dissociada ( $COD_f$ ), um valor igual a 77%, e para a fração de metano no biogás, 50%. Porém, o  $COD_f$  pode ser calculado segundo a equação 2.4, onde T corresponde à temperatura em °C.

$$COD_f = 0,014 . T + 0,28 \quad (2.4)$$

## 2.2.2 Modelo LandGEM

Geralmente são utilizados modelos cinéticos de primeira ordem para estimar a produção de metano. Uma série de suposições sobre as condições do local em que o aterro está situado permite sua adaptação e uso. O modelo de decaimento de primeira ordem empírica mais amplamente aceito e utilizado pela indústria e as agências reguladoras é o Modelo LandGEM,



considerado relativamente simples e direto (SILVESTRE, 2015). Baseia-se na suposição de que há uma fração constante de material biodegradável no aterro por unidade de tempo, conforme apresentado na equação 2.5.

$$Q(CH_4) = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0,1}^1 k \cdot L_0 \cdot \left(\frac{m_i}{10}\right) \cdot e^{-k \cdot t_{ij}} \quad (2.5)$$

Onde:

$Q(CH_4)$  = metano produzido no ano ( $m^3$ /ano);

$i$  = 1- incremento de tempo anual;

$j$  = 0,1- incremento de tempo anual;

$k$  = taxa de geração de metano ( $ano^{-1}$ );

$L_0$  = potencial de geração de metano ( $m^3/t$ );

$m_i$  = massa de resíduos depositada anualmente no aterro (t);

$t_{ij}$  = tempo de atividade do aterro e/ou após o fechamento (anos).

O potencial de geração de metano ( $L_0$ ) depende da composição dos resíduos e das condições do aterro para o processo de decomposição, sendo diretamente proporcional à quantidade de material orgânico presente na massa de resíduos (USEPA, 1991). Na Tabela 17 podem ser visualizados os valores máximos e mínimos sugeridos por ESMAP (2004).

**Tabela 17 Valores sugeridos para  $L_0$**

<b>Categorização do resíduo</b>	<b>Valor Mínimo (<math>m^3CH_4/t</math>)</b>	<b>Valor Máximo (<math>m^3CH_4/t</math>)</b>
<b>Relativamente inerte</b>	5	25
<b>Moderadamente degradável</b>	140	200
<b>Altamente degradável</b>	225	300

Fonte: ESMAP (2004)

A constante de decaimento ( $k$ ) está relacionada com o tempo de geração do biogás, e é influenciada pelos parâmetros teor de umidade, composição dos resíduos, pH, temperatura e disponibilidade de nutrientes para o processo anaeróbico (ESMAP, 2004). Os valores sugeridos para  $k$  em função da precipitação anual estão apresentados na Tabela 18.

**Tabela 18 Valores de  $k$  (ano<sup>-1</sup>), em função da precipitação**

Precipitação anual (P, em mm)	Material relativamente inerte	Material moderadamente degradável	Material altamente degradável
< 250	0,01	0,02	0,03
250 < P < 500	0,01	0,03	0,05
500 < P < 1000	0,02	0,05	0,08
> 1000	0,02	0,06	0,09

Fonte: ESMAP (2004)

### 2.2.3. Método de Projeto

Segundo Mendes (2005), este método foi publicado pela *United States Environmental Protection Agency* - USEPA em 1997 e é indicado para aterros sanitários na fase de projeto. Divide-se em duas etapas: a primeira, equação 2.6, enquanto o aterro recebe resíduo, e a segunda, a equação 2.7, após seu fechamento.

$$Q(CH_4) = F \cdot R \cdot L_0 \cdot (1 - e^{-kt}) \quad (2.6)$$

$$Q(CH_4) = F \cdot R \cdot L_0 \cdot (e^{-kc} - e^{-kt}) \quad (2.7)$$

A USEPA sugere, para este método, como valores para constante de decaimento igual a 0,04 ano<sup>-1</sup>, quando a precipitação média anual for maior que 635 mm, e, quando menor que está,  $k = 0,02$  ano<sup>-1</sup>. Para potencial de geração de metano, indica utilizar 100 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>/tRSU (BORBA, 2006).

## 2.3 Camada de cobertura

### 2.3.1 Definições e Tipos

A camada de cobertura de um aterro sanitário constitui uma barreira física à passagem de fluídos do meio externo para a massa de resíduos e também no sentido contrário, além de isolar os resíduos do ambiente. É,



usualmente, constituída por material argiloso, devido principalmente, a sua característica de baixa condutividade hidráulica, disponibilidade e custo.

O objetivo central da estanqueidade na camada de impermeabilização é restringir a infiltração de água a patamares que não resultem em geração excessiva de lixiviado e, ao mesmo tempo, mitigar a emissão de gases oriundos da decomposição da matéria orgânica. Dentre os gases mais preocupantes e altamente associados ao efeito estufa, estão o gás carbônico e o metano, sendo o último cerca de 29 vezes mais nocivo nesse aspecto. Aprisionando tais gases no aterro, eles podem ser canalizados e aproveitados como fonte de energia .

O estudo da camada de cobertura mostra-se importante como ferramenta de garantir o controle ambiental de aterros sanitários, bem como de possibilitar sua otimização para fins de aproveitamento energético. As formas de camada de cobertura podem ser divididas, basicamente, em duas: camada de cobertura convencional e camada de cobertura alternativa. A primeira é constituída, principalmente, por material argiloso e geossintéticos e na segunda há incorporação de outros materiais, como produtos compostados, resíduos da construção civil e resíduos de estações de tratamento de água.

### **2.3.2 Camadas Convencionais**

As camadas convencionais de cobertura ou camadas resistivas são aquelas confeccionadas com camadas de solo natural argiloso ou camadas intercaladas de solo natural argiloso e geossintéticos, com vistas à impermeabilização do topo das células de aterro sanitário (MARIANO, 2008).

Por apresentar um baixo custo inicial de construção, muitos estudos têm demonstrado que as camadas de cobertura convencionais de argila possuem algumas desvantagens (USEPA, 2003). Esse sistema é susceptível a falhas causadas por ciclos de secagem e umedecimento, promovendo o surgimento de fissuras e, conseqüentemente, aumentando a permeabilidade



à água e aos gases. Sendo assim, a diminuição do desempenho das camadas de coberturas deve ser levada em consideração para o correto dimensionamento dos custos de longo e de médio prazos na construção e na manutenção desses sistemas.

Fourier e Moonsammy (2002) explicam que a baixa condutividade hidráulica da camada de cobertura limita a infiltração, transformando o excesso de chuva em escoamento superficial. Em locais de clima semiárido, árido, ou mesmo em locais com longos períodos de seca, problemas de fissura por secagem podem aumentar a condutividade hidráulica do sistema, tornando a barreira resistiva ineficiente. Os autores citam que o desempenho satisfatório das camadas resistivas tem sido observado em climas úmidos temperados, onde o excesso de precipitação sobre a evaporação tende a manter saturada a cobertura mais próxima à superfície.

### **2.3.3 Camadas Alternativas**

As camadas alternativas têm por finalidade substituir as camadas de cobertura convencionais, devendo ser compatíveis com as características e requisitos específicos do aterro. Além disso, o custo de implantação e operação desse sistema deve ser permanentemente otimizado. Embora seu uso ainda seja pouco difundido, o estudo de aplicações práticas é fundamental para ampliar sua adoção.

### **2.3.4 Camadas Evapotranspirativas**

Os projetos de sistemas de coberturas evapotranspirativas são baseados no uso de componentes do balanço hídrico de um aterro, o qual inclui capacidade de armazenamento de água do solo, precipitação, escoamento superficial, evapotranspiração e infiltração. Quanto maior a capacidade de



armazenamento do solo e suas propriedades evapotranspirativas, menor o potencial de percolação através do sistema de cobertura (COSTA, 2015).

Os projetos de coberturas evapotranspirativas destacam alguns itens importantes na sua elaboração, tais como: solo fino, como siltes e siltes argilosos, que têm relativamente alta capacidade de armazenamento de água; vegetação nativa, para aumentar a evapotranspiração; disponibilidade local de solos para construção, o que proporciona a redução de custos (USEPA, 2017).

O sistema de cobertura convencional utiliza solos de baixa condutividade hidráulica para minimizar a infiltração da água para a massa de resíduos; já as camadas de coberturas evapotranspirativas utilizam alguns componentes de balanço hídrico para minimizar esta infiltração. Desta forma, espera-se que este tipo de cobertura seja menos oneroso do que o sistema de cobertura convencional (ROSE, 2009).

### **2.3.5 Camadas Oxidativas**

Existem duas maneiras de mitigar a emissão de  $\text{CH}_4$ . A primeira é a construção de sistemas de captação do gás, a fim de queimá-lo ou aproveitá-lo para a geração de energia. A segunda é a utilização do potencial microbiológico no solo de cobertura dos aterros, por meio da oxidação do metano. Esse tipo de camada funciona como habitat para os microrganismos metanotróficos, além de ser uma solução eficiente que pode valorizar materiais alternativos (ARAÚJO, 2014).

O uso de bactérias metanotróficas é uma estratégia capaz de converter o metano em água, dióxido de carbono e biomassa celular. Segundo Humer e Lechner (2003), os principais fatores que interferem na oxidação do metano na camada são, principalmente, a quantidade de oxigênio e metano disponível, o pH da camada, a temperatura, umidade, quantidade de nutrientes

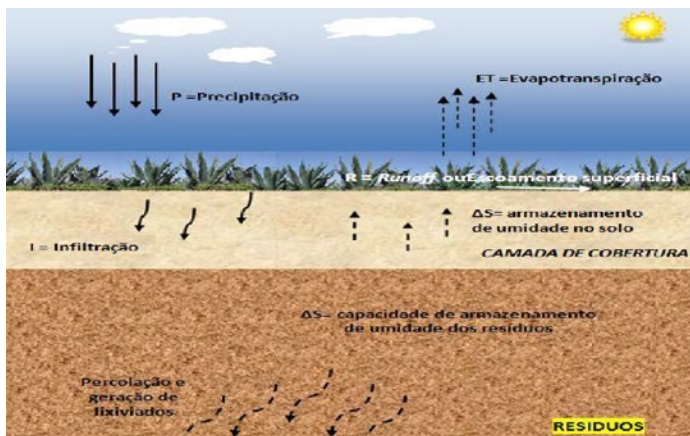
disponíveis, como fósforo e nitrogênio, e o tamanho das partículas do solo utilizado para fazer a cobertura.

Em comparação com outros métodos, a utilização de camadas oxidativas é uma forma relativamente barata de mitigar as emissões de  $\text{CH}_4$  dos aterros sanitários (BARLAZ *et al.*, 2004). Além disso, em aterros pequenos, que não possuem um tratamento do biogás ou que não possuem uma qualidade elevada para ser aproveitado como geração de energia, é extremamente importante a utilização de camadas oxidativas. Assim, tem-se o gás carbônico, menos poluente que o metano, lançado na atmosfera.

## 2.4 Infiltrações

Nem toda água que alcança a superfície do aterro se converte em lixiviados, pois parte da água precipitada se perde por escoamento superficial, outra parte se perde por evapotranspiração e o restante infiltra na cobertura de solo. Uma porção da água ficará retida no solo de cobertura e nos resíduos, sendo essa retenção determinada pela capacidade de campo do solo e dos resíduos (MONTEIRO, 2003). O método pelo qual se determina o fluxo de entrada e de saída de água de um aterro, em um determinado período de tempo, é denominado de balanço hídrico, e está sumarizado na Figura 16.

**Figura 16 Balanço Hídrico em um aterro sanitário**



Fonte: Adaptado de QIAN *et al.* (2002).



## 2.5 Emissões

As variações observadas nas concentrações dos gases de aterro sanitário são atribuídas às diferenças de composição dos resíduos e ao estágio dos processos de sua decomposição. Maciel (2003) descreve os fatores de influência na geração de biogás organizados em quatro grupos: (i) geometria e operação do aterro; (ii) características dos resíduos; (iii) ambiente interno e (iv) ambiente externo. O biogás de aterros de RSU geralmente é descrito como sendo composto por  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$ , com menos de 1% de outros componentes gasosos Tabela 19.

**Tabela 19** Variação da composição típica de biogás gerado em aterro sanitário

Componente	Concentração média (%)
Metano ( $\text{CH}_4$ )	30 - 70
Dióxido de Carbono ( $\text{CO}_2$ )	20-50
Nitrogênio ( $\text{N}_2$ )	1 - 5
Oxigênio ( $\text{O}_2$ )	0,1 - 1,0
Amônia ( $\text{NH}_3$ )	0,1 -1,0
Compostos sulfúricos ( $\text{H}_2\text{S}$ )	0 -0,2
Hidrogênio( $\text{H}_2$ )	0 - 0,2
Monóxido de Carbono ( $\text{CO}$ )	0 – 0,2
Outros gases traços	0,01 – 0,06

Fonte: NIKIEMA et al. (2007)

As camadas de cobertura funcionam como elemento de interação entre os resíduos no interior do aterro e a atmosfera, servindo para minimizar a liberação incontrolada de biogás não captado pelos drenos. Para aterros com aproveitamento energético é essencial que as camadas de cobertura auxiliem na captação dos gases, ou seja, os materiais utilizados possuam características de baixa permeabilidade ao biogás, retendo-os o máximo possível. E, para aterros ineficientes em captação, as camadas de cobertura devem minimizar emissões, tendo em vista os impactos ambientais desses gases (GEE) para a atmosfera.



## 2.6 Ensaio de Campo e Laboratório

Para caracterização e avaliação do desempenho de cada camada é necessário realizar o monitoramento de campo, bem como a construção e monitoramento em laboratório a fim de avaliar a que melhor se adapta às condições locais. Após isso, são feitos: ensaios de emissões de gases, monitoramento da umidade, da temperatura e concentração dos gases no perfil da camada de cobertura e sua influência na redução das emissões.

Os estudos de laboratório compreendem ensaios geotécnicos (compressibilidade, permeabilidade, resistência, curvas de retenção de água etc.), físico-químicos (fluorescência de raios X, difração de raios X etc.), biológicos (quantificação de bactérias etc.) e, seguindo a metodologia adotada por Maldaner (2011), o ensaio de coluna de solo.

### 2.6.1 Ensaio de Coluna

Concentrando os estudos nas camadas de cobertura alternativas com a adição de material compostado, esta solução possibilita que parte do metano que seria emitido para a atmosfera seja metabolizada por microrganismos metanotróficos ali desenvolvidos.

Esse tipo de ensaio avalia o comportamento da camada de cobertura analisada por meio de uma simulação utilizando colunas de PVC (policloreto de polivinila) em laboratório, como mostra a Figura 17. Para a confecção das colunas utiliza-se a metodologia dos ensaios de Vieira (2005) e Oliveira; Marinho (2007).

**Figura 17 Sistema de colunas em funcionamento**

Fonte: COSTA, 2015.

Para verificar os fatores que afetam o desempenho das camadas de cobertura é feita a análise do comportamento da coluna, quando submetida a diferentes fluxos de materiais. Essa etapa é dividida em três partes: verificação das emissões gasosas utilizando injeção de gás metano, análise do comportamento do solo, quando submetido a uma infiltração de água (simulação de um evento de precipitação), e, por fim, é feita a injeção de metano e água, para avaliar as emissões de  $\text{CH}_4$  após a umidade dos materiais (COSTA, 2015).

O gás metano utilizado para o experimento pode ser adquirido em empresas de fornecimento de gases industriais, pois se trata de um gás comercial. É necessário fazer a medição de vazão da entrada do gás e também a coleta do gás na saída da coluna. Com a medição do gás na entrada e na saída será possível avaliar o desempenho da camada e se a mesma é capaz de fazer a oxidação do metano (SASSAKI, 2005).

Além da verificação da real capacidade de degradação do metano, é interessante verificar as características geotécnicas de resistência e deformabilidade dessas camadas em diferentes proporções de solo e composto orgânico.



Para aferir a ocorrência da reação de oxidação, realizou-se o ensaio microbiológico com contabilização de bactérias metanotróficas na mistura, obtendo-se um valor de número mais provável (NMP), quantificado em unidades formadoras de colônia (UFC/g). Para o solo mais granular ensaiado, a mistura teve um valor de  $8,31 \times 10^6$ , enquanto o solo mais fino teve  $2,37 \times 10^7$ . Dessa forma, devido à maior capacidade de retenção de água do solo fino, as condições apresentaram-se mais favoráveis no desenvolvimento dos microrganismos (LIRA, 2018).

De acordo com a USEPA (2004), o valor indicado para a permeabilidade à água é de  $10^{-7}$  m/s, em ordem de grandeza. Os ensaios realizados comprovaram a condição da norma, pois a mistura com o solo fino apresentou uma ordem de  $10^{-9}$  m/s, e para o solo granular, de  $10^{-8}$  m/s. na permeabilidade ao ar; as misturas dos dois tipos de solo também foram compatíveis com a legislação vigente. A Tabela 20 apresenta os parâmetros de ensaios de resistência ao cisalhamento direto de solos, composto orgânico e mistura.

**Tabela 20 Parâmetros dos ensaios de resistência ao cisalhamento direto**

Condição do ensaio	Material	Coesão (kPa)	Ângulo de atrito (°)
Não inundado	Solo granular puro	51,3	44,2
	Mistura 1:1 solo granular	31,3	39,3
	Solo fino puro	60,8	38,2
	Mistura 1:1 solo fino	55,1	33,6
Inundado	Solo granular puro	22,7	45,5
	Mistura 1:1 solo granular	4,8	41,1
	Solo fino puro	24,8	40,1
	Mistura 1:1 solo fino	28,3	33,9

Fonte: Gomes (2018).



Os valores obtidos dos ensaios de resistência ao cisalhamento direto, praticamente mostraram que as adições de composto orgânico aos solos ocasionaram uma queda nos valores de coesão e ângulo de atrito interno. A adição de água do ensaio inundado gerou um decréscimo nos valores de coesão de quase todos os ensaios analisados, com menores valores para o solo granular.

Por ser um solo com maiores teores de argila, o solo fino apresentou maiores valores de coesão que o solo granular. Os valores dos ângulos de atrito internos para o solo granular foram maiores que o do solo fino pela maior presença de areia e, conseqüentemente, maior entrosamento das partículas Tabela 21.

**Tabela 21 Parâmetros dos ensaios de resistência ao cisalhamento triaxial (CIU)**

Condição do ensaio	Material	Coesão (kPa)	Ângulo de atrito (°)
Tensões efetivas	Solo granular puro	23,1	35,4
	Mistura 1:1 solo granular	10,0	36,8
	Solo fino puro	0	35,9
	Mistura 1:1 solo fino	12,0	36,5
Tensões Totais	Solo granular puro	72,2	26,6
	Mistura 1:1 solo granular	54,6	24,4
	Solo fino puro	72,7	23,0
	Mistura 1:1 solo fino	60,0	21,8

Fonte: Adaptado de Gomes (2018).

Nota-se que em ambos os solos, ao ser adicionada uma quantidade de composto orgânico, há quedas nos valores de coesão. Diferente dos ensaios de resistência ao cisalhamento direto, os ângulos de atrito no ensaio triaxial variaram pouco com a adição de composto orgânico. A Tabela 22 apresenta os parâmetros de ensaio de adensamento na umidade ótima de solos puros e misturas de solo: composto (1:1).

Tabela 22 Parâmetros dos ensaios de adensamento na umidade ótima.

Amostra	Não inundado			Inundado		
	$e_o$	$\sigma'a$	Cc	$e_o$	$\sigma'a$	Cc
<b>Solo Fino Puro</b>	0,79	200kPa	0,18	0,828	150Kpa	0,23
<b>Solo Granular Puro</b>	0,6	140kPa	0,17	0,571	133kPa	0,146
<b>Mistura 1:1 Solo Fino</b>	1,1	250kPa	0,41	1,040	120Kpa	0,327
<b>Mistura 1:1 Solo Granular</b>	0,94	133kPa	0,32	0,974	178Kpa	0,327

Fonte: Adaptado de Gomes (2018)

Nota-se que a adição de composto orgânico aos solos faz com que os índices de compressibilidade nos ensaios não inundados aumentem devido às características do composto, como elevado índice de vazios e pelo aumento da proporção de fibras composição da massa. Logo, na Tabela 20, os índices de compressibilidade das misturas 1:1 foram os maiores.

Para uma camada de cobertura, os parâmetros da Tabela 22 mostram-se necessários para a estimativa dos recalques ao longo do tempo perante peso próprio da camada e cargas externas, a exemplo do peso de maquinário operante ao longo da vida útil de aterro sanitário e outras cargas externas, quando do seu encerramento.

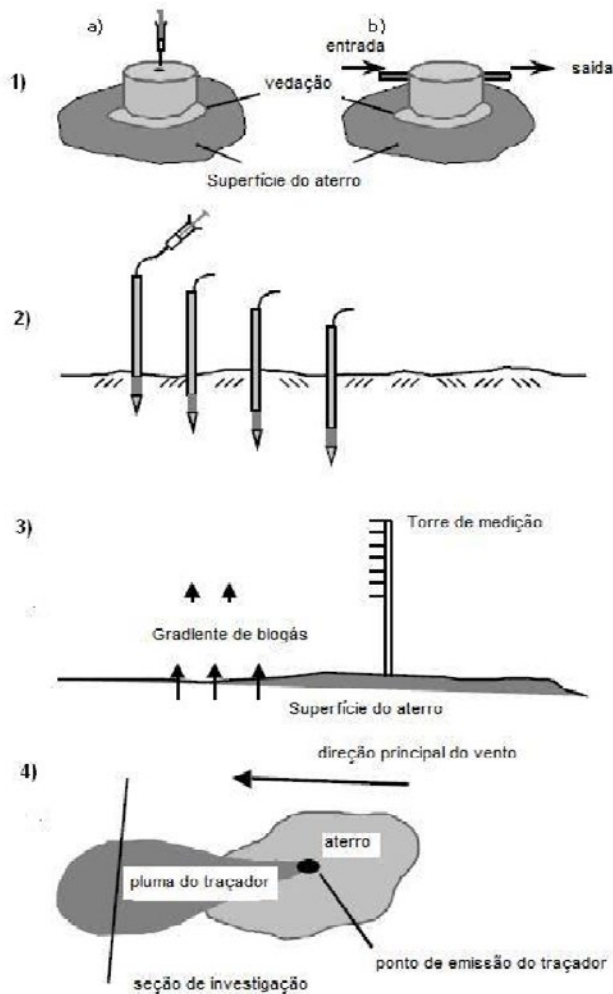
## 2.7 Instrumentação e Monitoramento

### 2.7.1 Emissões

As emissões fugitivas de biogás podem ser reduzidas se o sistema de drenagem de gases e a camada de cobertura estiverem cumprindo suas funções, visto que o bom funcionamento dos drenos de biogás, juntamente

com a baixa permeabilidade da camada de cobertura à passagem do gás, resulta no fluxo preferencial do biogás pelo sistema de drenagem. Dependendo da eficiência da extração, a redução das emissões pode atingir 35% a 90% (SPOKAS *et.al.*, 2006 *apud* LOPES, 2011). Existem diversos métodos para determinação de emissões de metano, como mostra a Figura 18.

**Figura 18 Técnicas de Medição de Emissões:**



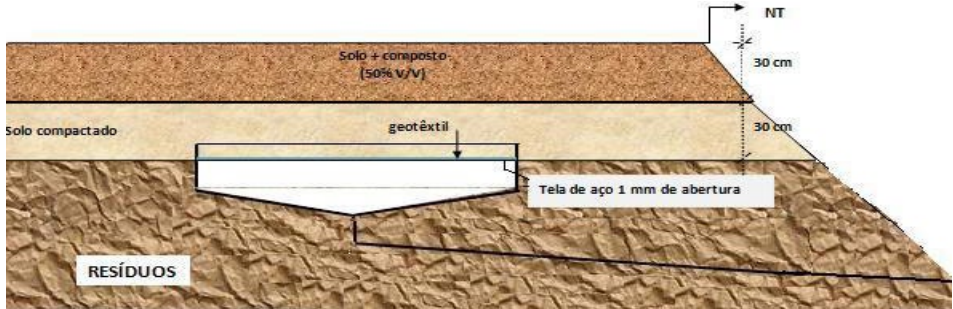
Fonte: Adaptado de FISCHER (1999).

Nota: 1) Técnica de Placa de fluxo: a) estática b) dinâmica; 2) Gradiente de concentração subsuperficial; 3) Método Micrometeorológico; 4) Traçador e pluma de dispersão.

## 2.7.2. Medição de Infiltração

Para medição do líquido infiltrado em campo, um dispositivo denominado de infiltrômetro pode ser utilizado, o qual pode ser preenchido com material das mesmas características da respectiva camada, de acordo com a Figura 19.

**Figura 19 Perfil do infiltrômetro instalado na camada de cobertura**

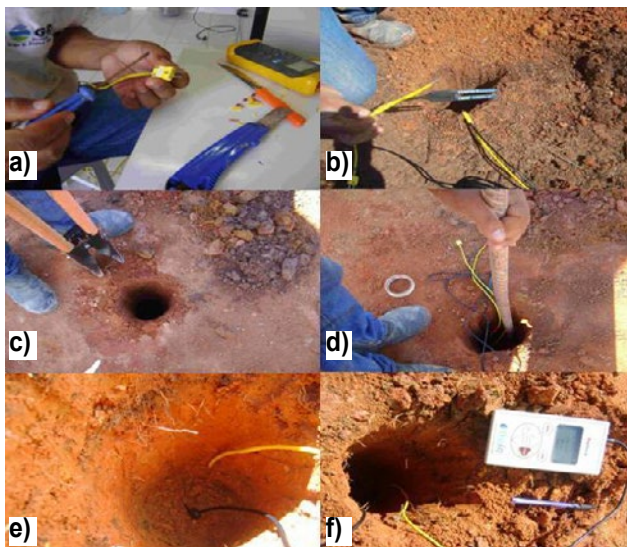


Fonte: Os Autores, 2025.

## 2.7.3 Medição de Temperatura e Umidade do Solo

A medição de temperatura e umidade em profundidade pode ser feita diretamente em sensores instalados de umidade volumétrica e temperatura instalados em várias profundidades nas camadas de cobertura. A Figura 20 pode ser vista como exemplo.

**Figura 20 Instrumentação para medidas de umidade e temperatura**



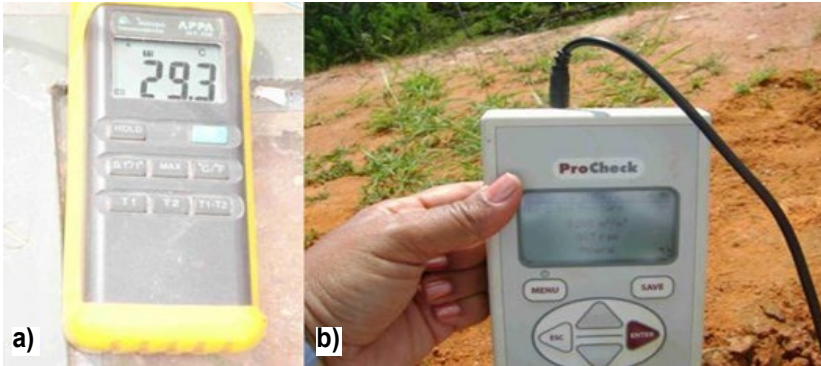
Nota: (a) conector tipo "k" (b) sensor de umidade e temperatura (c) escavação para instalação (d) recompressão da camada de cobertura (e) sensores inseridos no solo (f) testes de medição de umidade.

Fonte: Os Autores, 2025.



A medição de umidade volumétrica e de temperatura pode ser vista na Figura 21.

Figura 21 (a) Termômetro e (b) medidor de umidade



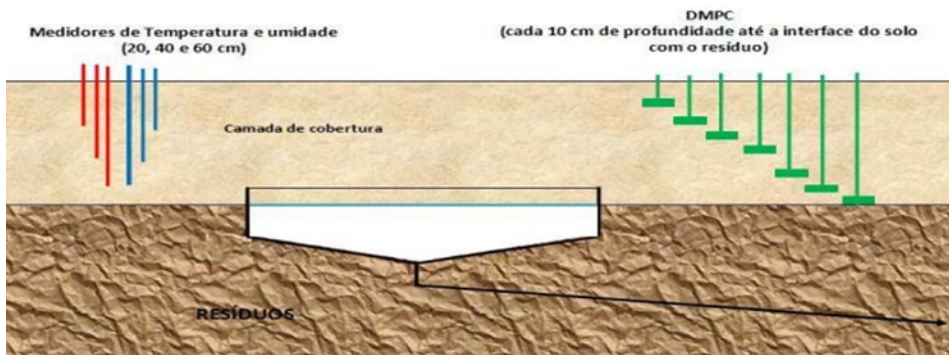
Fonte: Os Autores, 2025.

### 2.7.4 Medição de Pressão e Concentração de Biogás

Para monitorar a concentração e pressão do biogás, desde a base da camada de cobertura (interface solo/resíduo) até a superfície, podem ser instalados Dispositivos de Medição de Pressão e Concentração (DMPC) Figura 22 na camada de cobertura.

A medição da pressão dos gases pode ser realizada com manômetro propício à baixas pressões, como encontradas em camada de cobertura de aterros de RSU. As medições de concentração do biogás em % de volume de  $CH_4$ ,  $CO_2$ ,  $O_2$ , e  $H_2S$  podem ser realizadas utilizando-se um analisador de gases.

Figura 22 Perfil esquemático da instrumentação para medidas de temperatura, umidade e concentração de biogás em profundidade

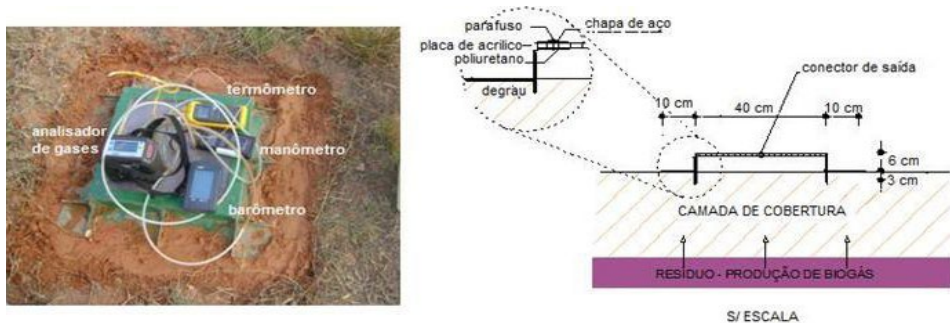


Os resultados das medições de infiltração podem ser analisados em função das características de cada material de cobertura e a sua variação com o tempo, procurando-se identificar quais os fatores que influenciam nas taxas de infiltração.

### 2.7.5 Medição de Fluxo de Biogás

As determinações dos fluxos dos gases  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$  em cada tipo de cobertura da célula experimental podem ser realizadas utilizando-se a metodologia do ensaio com câmara de fluxo estática, adaptada de Maciel (2003). Essa metodologia consiste na cravação de uma câmara no solo da cobertura e na posterior medição da concentração dos gases no interior da câmara, com medições também de temperatura interna e externa, pressão interna e externa, ao longo do tempo. A câmara de fluxo e os equipamentos utilizados no ensaio são mostrados na Figura 23.

**Figura 23 Equipamentos utilizados em ensaios de câmara de fluxo**



Fonte: Os Autores, 2025.

A determinação do fluxo de gás na camada é realizada por meio da avaliação do volume de  $\text{CH}_4$  aprisionado no interior da câmara com o tempo, ou seja, a emissão de  $\text{CH}_4$  está relacionada com a velocidade de aumento da concentração do gás no interior da câmara. Vale ressaltar que os volumes devem ser ajustados para as Condições Normais de Temperatura e Pressão (CNTP).

## 2.8 ESTUDOS EXPERIMENTAIS

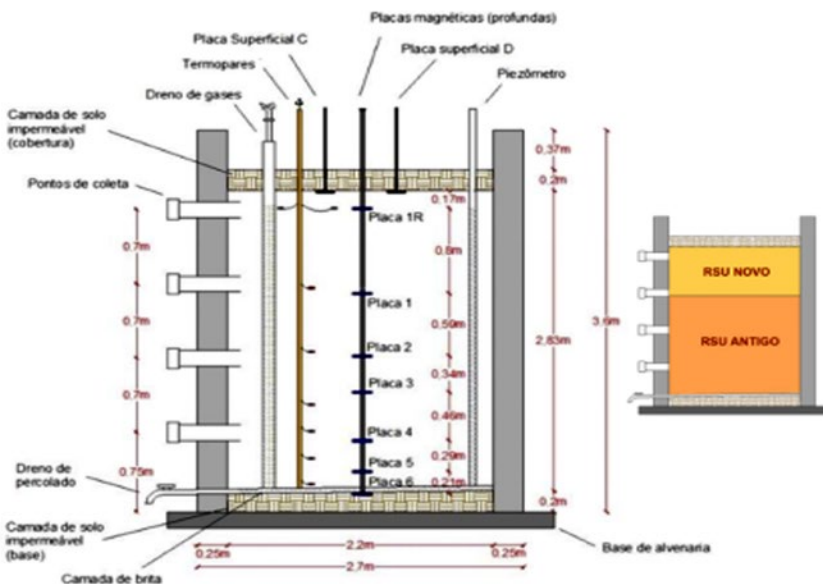
### 2.8.1 Em células experimentais

A avaliação do processo de biodigestão de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) com o uso de células experimentais proporciona uma melhor compreensão do funcionamento da biodegradação sob condições conhecidas e/ou controladas; também facilita o monitoramento das variações de massa existentes no seu interior, além de possibilitar o monitoramento de indicadores físicos, químicos, microbiológicos e, sobretudo, contribui para o entendimento da produção de biogás.

#### a) Biodigestão e produção de biogás em célula experimental – UFCG

Uma célula experimental foi construída na Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), com 2,0 m de diâmetro interno, 3,5 m de altura e volume de 11 m<sup>3</sup> Figura 24. A célula é dotada de 12 pontos de coleta de RSU distribuídos ao longo da profundidade, possui sistemas de drenagem de líquidos e gases, e medidores de nível dos líquidos, de recalque superficial e profundo e de temperatura ao longo da profundidade. Nas camadas de base e de cobertura foi utilizado um solo com baixa permeabilidade ( $10^{-7} \text{m.s}^{-1}$ ) para evitar o fluxo excessivo de líquidos e gases.

Figura 24 Configuração da célula experimental de RSU. UFCG.



Fonte: Os Autores, 2025.



Para a realização da amostragem e coleta dos RSU, presentes no interior da célula experimental, utilizou-se o procedimento recomendado pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), NBR 10.007 (ABNT, 2004) e um planejamento estatístico, com um nível de confiança de 95%. A rota selecionada para a pesquisa compreendeu doze bairros de Campina Grande-PB, totalizando 7 toneladas de RSU.

A célula experimental foi preenchida no ano de 2011 e apresentou, no ano de 2015, recalques de mais de 50% em relação à altura inicial, ocasionando problemas técnicos e operacionais durante as coletas, e dificultando o monitoramento do processo biodegradativo dos resíduos depositados na célula experimental. Dessa forma, para dar prosseguimento às pesquisas foi necessária à realização da manutenção da célula experimental por meio de reparos construtivos, com a substituição da instrumentação e a colocação de uma nova camada de RSU, sendo esse procedimento denominado de retroalimentação da célula experimental.

Na etapa de retroalimentação da célula foi possível realizar a caracterização física dos resíduos sólidos a serem depositados, avaliar a evolução dos recalques e da estabilidade dos resíduos compactados, viabilizar as coletas de amostras de resíduos em todos os pontos da célula e estimular a produção de biogás. Dessa forma, a distribuição dos RSU na célula experimental consistiu de resíduos de 2011 e 2015.

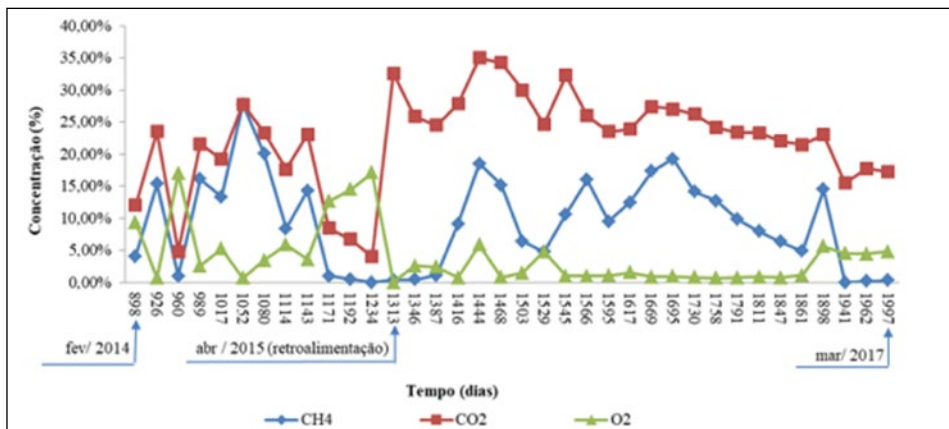
Para compreensão do processo biodegradativo dos resíduos, depositados na célula experimental, foram monitorados recalques, temperatura, umidade, potencial hidrogeniônico (pH), sólidos voláteis (SV), nitrogênio amoniacal total (NAT), demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), cloretos, alcalinidade, ácidos voláteis, macronutrientes (Ca e Mg), micronutrientes (Zn, Cu, Mn e Fe), metais pesados (Cd, Cr, Pb e Ni), ensaios de fitotoxicidade, quantificação de bactérias aeróbias e fungos totais, além de análises de biologia molecular para identificação dos domínios *Bactéria* e *Archaea* e da concentração de gases (CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S, CO). Entretanto, apenas os resultados da concentração de biogás serão apresentados.



Em termos de composição gravimétrica foram obtidos, para o município de Campina Grande-PB, os seguintes percentuais: 46,5% de materiais putrescíveis; 16,7% de plásticos; 11% de papéis e papelões; 0,6% de metais; 2,5% de vidros; 2,4% de compósitos; 7,8% de têxteis sanitários; e 12,4% para os outros resíduos que não foram classificados, como madeira, tecido, couro e borracha. É possível perceber que a retroalimentação favoreceu o processo biodegradativo e, por consequência, a produção de biogás.

As concentrações de metano ( $\text{CH}_4$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) e oxigênio ( $\text{O}_2$ ), resultantes do processo de biodegradação dos RSU na célula experimental, estão apresentadas na Figura 25.

**Figura 25** Evolução das concentrações de gases ao longo do monitoramento na célula experimental. UFCG.



Fonte: Os Autores, 2025.

De acordo com Tchobanoglous *et al.* (1993), em aterros sanitários, a fase metanogênica apresenta concentrações médias de 40% para  $\text{CO}_2$  e 55% para  $\text{CH}_4$ . Observou-se que as concentrações de  $\text{CO}_2$  foram superiores às concentrações de  $\text{CH}_4$  durante o período de monitoramento. As menores concentrações de  $\text{CO}_2$  foram observadas no período anterior à retroalimentação da célula experimental. De acordo com Rodriguez *et al.* (2012), a idade dos resíduos pode ser considerada um dos fatores limitantes no processo biológico que ocorre nos aterros de RSU. Os resíduos dispostos na



célula experimental de RSU no nível superior são mais recentes, enquanto os do nível inferior são compostos por resíduos parcialmente bioestabilizados; contudo, o processo de retroalimentação contribuiu com o aumento do percentual de matéria orgânica, o que elevou as concentrações de  $\text{CO}_2$ ; porém, no nível inferior pode ter ocorrido o acúmulo de materiais recalci-trantes, não sendo facilmente assimilados pelas bactérias.

Observa-se ainda, na Figura 25, que não houve a predominância da fase metanogênica, que é caracterizada por elevados percentuais de  $\text{CH}_4$ ; assim, baixas concentrações de metano podem ser um indicativo do efeito inibitório que o oxigênio pode ocasionar à metanogênese, da presença de elementos tóxicos e de materiais de difícil degradação.

Embora o percentual de matéria orgânica encontrado favoreça a produção de biogás, as concentrações de  $\text{CH}_4$  da célula experimental não ultrapassaram 28%. Dentre os fatores que contribuíram para essas reduzidas concentrações de metano pode-se destacar a relação área/volume da célula experimental, as aberturas existentes para coleta dos resíduos nas laterais da célula, a presença de fissuras na camada de cobertura de solo compactado, além da percolação de águas pluviais contendo oxigênio dissolvido, o que pode ter contribuído para desestabilizar as atividades das arqueas metanogênicas, que são anaeróbias estritas, sendo sensíveis às variações das condições do meio, como mudanças de pH, temperatura e umidade.

Dessa forma, pode-se inferir que as baixas concentrações de  $\text{CH}_4$  ocorreram, não pelo fato da quantidade de matéria orgânica ser escassa, mas que outros fatores contribuíram para essas baixas concentrações medidas, como por exemplo, a entrada de  $\text{O}_2$  por caminhos preferenciais ao qual a célula experimental estava submetida.

Durante o período de monitoramento, as concentrações de  $\text{O}_2$  permaneceram baixas, com exceção do período que antecedeu a retroalimentação, nos dias 1171 a 1234. Neste período, também foram observadas reduções progressivas das concentrações de  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$ , onde praticamente cessou



a produção desses gases. Após o dia 1313, que corresponde ao período da retroalimentação, as concentrações de gás  $O_2$  foram reduzidas a valores próximos a zero, indicando o reestabelecimento da biodegradação dos resíduos e o favorecimento das condições anaeróbias no sistema. De acordo com Aires *et al.* (2017), elevadas concentrações de  $O_2$  podem ser prejudiciais ao sistema anaeróbio; contudo, pequenas concentrações podem ser benéficas, desde que não afetem o metabolismo dos anaeróbios estritos. Baixos níveis de  $O_2$  podem favorecer a biodegradação por via anaeróbia, melhorar a qualidade do biogás para uso como fonte de energia e favorecer a produção de gás  $CH_4$ .

A caracterização dos RSU do município de Campina Grande-PB indica boa capacidade de produção de biogás, considerando o elevado teor de matéria orgânica encontrado. Cada tonelada de resíduos produz, em média, cerca de 200  $m^3$  de biogás, o que permite gerar aproximadamente 1.400  $m^3$  em uma célula experimental contendo 7 toneladas de resíduos depositados.

Os problemas operacionais e estruturais na célula experimental (fissuras na camada de cobertura e danos nos pontos de coleta de RSU – caminhos preferenciais de entrada de ar) contribuíram para as oscilações das concentrações de biogás, sobretudo em termos de metano.

### **b) Geração de biogás no Aterro Sanitário de Brusque, SC**

O aterro sanitário objeto de estudo está localizado na região rural do município de Brusque, Santa Catarina e é gerenciado pela empresa Recycle. Atende à demanda de sete municípios da região, além de receber resíduos de algumas empresas particulares. A população total atendida é de 316.716 mil habitantes, segundo censo do IBGE 2010. O aterro iniciou operação em 1997 e em 2014 recebia, em média, 600 toneladas de resíduos sólidos urbanos por dia. Sua expectativa de vida útil é até 2031. Possui todos os elementos de engenharia e controle ambiental necessários a um aterro sanitário. Em 2015, ano da coleta de dados, o aterro possuía 23 drenos de biogás distribuídos em uma área de 117.182  $m^2$  de disposição.

## 2.8.2 Caracterização qualitativa do biogás gerado no aterro sanitário

Para determinar as características de composição dos drenos do aterro de Brusque e fazer uma análise qualitativa do biogás gerado, realizou-se o monitoramento de dois drenos durante dezembro de 2014 e maio de 2015, por meio de dez campanhas para amostragem. As concentrações de metano, gás carbônico, oxigênio, monóxido de carbono e ácido sulfídrico foram medidas utilizando o analisador de gases GEM5000 da empresa Landtec.

Os drenos utilizados no aterro sanitário estudado são construídos de pedra, como mostrado na Figura 26. Dessa forma, confeccionou-se uma campânula metálica que permitisse isolar o dreno, e fazer com que o biogás saísse por um único ponto, tornando possíveis as medições. Os processos para cada medição iniciavam-se no dia anterior, quando a empresa operadora do aterro apagava os drenos utilizados na pesquisa. Para possibilitar o transporte e a instalação da campânula metálica sob os drenos foi necessária a utilização da retroescavadeira operada pelos funcionários do aterro sanitário.

Depois de instalada a campânula, aguardava-se meia hora até que o biogás preenchesse de forma homogênea toda a estrutura e tivesse sua vazão regularizada. Para realizar as medições com o analisador de gases, acoplavam-se ao aparelho duas mangueiras. A mangueira transparente é responsável pela sucção do gás, tendo a extremidade livre colocada no ponto onde se deseja fazer a medição, como mostra a Figura 26. A outra mangueira, amarela, é a responsável pela saída do gás. Também se conectava ao aparelho um sensor de temperatura. Antes de cada medição, realizava-se uma purga de 30 segundos para evitar interferência nas leituras. O aparelho utilizado apresenta os resultados das medições de metano, gás carbônico e oxigênio, como porcentagem do volume analisado. A análise do gás sulfídrico é expressa em ppm.

**Figura 26 Procedimentos de amostragem no aterro sanitário de Brusque, SC.**



Fonte: Os Autores,2025.

## **2.8.2. Estimativa teórica de geração de biogás no aterro: Estudo de caso**

A estimativa teórica do biogás gerado no aterro sanitário foi realizada utilizando

Três diferentes métodos:

- Método de inventário do IPCC;
- Método de projeto;
- Modelo LandGEM.

O objetivo foi, além de conhecer o potencial de geração de biogás do aterro, comparar os três métodos adotados. Realizaram-se os cálculos considerando três cenários diferentes para os dados de entrada:



Calculou-se a geração de biogás no aterro utilizando como dados de entrada os valores padronizados e indicados na literatura, para cada método. O objetivo foi conhecer o comportamento de cada um deles, caso sejam utilizados em um contexto onde não existem muitas informações preliminares sobre o aterro.

As três fórmulas foram aplicadas utilizando os dados obtidos para o aterro sanitário de Brusque, considerado para o valor de potencial de geração de metano ( $L_0$ ), o resultado encontrado por Silvestre (2015), através de um ensaio de atividade metanogênica (BMP), utilizando resíduos do mesmo aterro. Uma vez que o valor de  $L_0$  utilizando resíduos do aterro de Brusque encontrava-se abaixo do esperado e apresentados por outros autores em literatura, optou-se por simular um terceiro cenário com outro valor de potencial de geração de metano.

Por fim, o método de projeto e o modelo LandGEM foram aplicados com os dados obtidos para o aterro em estudo, mas utilizando-se o valor de  $L_0$  obtido por meio de ensaio BMP, por Santos *et al.* (2012), para resíduos do Aterro Sanitário Metropolitano de Salvador.

Para realizar os cálculos por meio do Inventário do IPCC e Método de Projeto, as equações citadas anteriormente foram aplicadas no software Excel. O modelo de decaimento de primeira ordem utilizado é o *Landfill Gas Emissions Model* (LandGEM), versão 3.02, que está disponível para download *online* e foi desenvolvido pela *United States Environmental Protection Agency* (USEPA). É uma ferramenta automática de estimativa de geração de biogás.

### **2.8.3 Medições em campo dos gases emitidos pelos drenos**

A Tabela 7 apresenta os resultados das análises estatísticas para estes drenos. O tamanho da população da amostra é 44 e o nível de confiança para o cálculo dos intervalos igual a 95%.

**Tabela 23 Resultados das análises estatísticas para os drenos 1 e 2.**

Medidas	CH <sub>4</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)	O <sub>2</sub> (%)	H <sub>2</sub> S (ppm)	CO (ppm)	T (°C)
Média:	48,8	34,8	4,4	10,6	3,2	33
Desvio padrão:	6,4	5,0	2,1	22,9	1,3	11
Coefficiente variação:	13,1	4,3	48,0	216,5	40,8	34
Máximo:	58,4	44,2	9,6	114,0	8,0	68
Mínimo:	34,7	4,2	0,1	0,0	1,0	21
Intervalo de confiança:	1,9	1,5	0,6	6,8	0,4	3
(+) Intervalo de confiança:	50,7	6,3	5,0	17,3	3,6	37
(-) Intervalo de confiança:	46,9	3,4	3,8	3,8	2,8	30

Fonte: Os Autores,2025.

Observa-se grande variabilidade nos dados referentes às amostras de O<sub>2</sub>, CO e, principalmente, H<sub>2</sub>S. Nota-se uma correlação com as análises mais altas de H<sub>2</sub>S e CO e mais baixos de O<sub>2</sub>, como pode ser observado na Tabela 24.

**Tabela 24 Valores discrepantes de O<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S e CO**

Data	Dreno	CH <sub>4</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)	O <sub>2</sub> (%)	H <sub>2</sub> S (ppm)	CO (ppm)	T (°C)
02/dez	1	3,4	36,6	2,4	71	8	67
05/mar	2	7	42,9	0,1	114	7	60,9
04/abr	2	7,8	41,4	0,8	88	6	65,7

Fonte: Os Autores,2025.

Nos dias específicos de amostragem, os drenos não haviam sido apagados anteriormente pela empresa responsável pelo aterro, e foram apagados no momento da chegada da equipe no local, gerando uma grande quantidade de calor e vapor, como pode ser observado na **Figura 26** Considerando que os valores de H<sub>2</sub>S maiores que 70 ppm ocorreram apenas nesses dias e nessas circunstâncias, é possível inferir uma correlação entre estes fatores. As temperaturas nestas amostragens encontraram-se consideravelmente mais altas que a média determinada de 33°C. Ainda em relação à temperatura, é possível afirmar que na região do aterro em que se encontram os drenos 1 e 2 estão atuando as bactérias mesófilas que, segundo Silva (2002), são capazes de se multiplicar entre 10°C e 45°C, sendo a temperatura ideal em torno de 30°C.



## 2.8.4 Simulações de geração de biogás

Um dado de entrada comum a todos os cenários e métodos é a projeção da massa de resíduos recebida pelo aterro até o ano de fechamento. Para tal, considerou-se a média ponderada das taxas de crescimento populacional das cidades que utilizam o aterro para destinação final de seus resíduos.

As taxas utilizadas têm como base o crescimento entre os anos 2000 e 2010 fornecidos no último censo do IBGE (2010) o resultado é igual a 3,6% ao ano. Para esta projeção, considerou-se que a taxa de crescimento da disposição anual dos resíduos é igual à taxa de crescimento populacional, assumindo que a quantidade de resíduo por habitante não variou ao longo desses anos. Estima-se que o aterro receberá até o ano 2031 um total de 6.224.360 toneladas de resíduos.

**Cenário 01** : Os cálculos no software LandGEM, na aba “*user inputs*” o usuário tem a opção de determinar, como parâmetros do modelo, os valores padrões com duas opções, aterro convencional e aterro em área árida. Adotaram-se no modelo os valores para aterro convencional. Os dados de entrada são apresentados no Quadro 3.

**Quadro 3 Dados de entrada para o cenário 1**

<b>Método - Inventário do IPCC</b>			
Porcentagem de CH <sub>4</sub> no biogás	F	50	% de CH <sub>4</sub>
Temperatura na zona anaeróbia	T	35	°C
Carbono orgânico degradável	COD	12	Kg C/kg RSU
Fração de COD dissociada	COD <sub>f</sub>	77	(%)
<b>Método - Método de Projeto</b>			
Constante de decaimento	k	0,04	1/ano
Potencial de geração de metano	L <sub>0</sub>	100	m <sup>3</sup> de biogás/kgRSU
Porcentagem de CH <sub>4</sub> no biogás	F	50	% de CH <sub>4</sub>
<b>Método - LanGEM</b>			
Constante de decaimento	k	0,05	1/ano
Potencial de geração de metano	L <sub>0</sub>	170	m <sup>3</sup> de biogás/kgRSU
Porcentagem de CH <sub>4</sub> no biogás	F	50	%

Fonte: Os Autores, 2025.



**Cenário 2**, na falta de um estudo de composição gravimétrica para os resíduos do aterro avaliado, considerou-se o realizado pela Companhia de Melhoria da Capital – Comcap, para Florianópolis/SC, cidade próxima a Brusque. Os resultados de composição gravimétrica para os componentes considerados no Método de Inventário do IPCC podem ser vistos no Quadro 4.

**Quadro 4 Dados de entrada para o cenário 2**

<b>Método - Inventário do IPCC</b>			
Porcentagem de CH <sub>4</sub> no biogás	F	48,8	%
Temperatura na zona anaeróbia	T	33	°C
<b>Composição gravimétrica dos resíduos</b>			
Papel e papelão		14,3	%
Resíduos de poda		9,26	%
Restos de alimentos		37	%
Têxteis e couro		3,64	%
Madeira		0,89	%
<b>Método - Método de Projeto e Modelo LandGEM</b>			
Constante de decaimento	k	0,06	1/ano
Potencial de geração de metano	L <sub>0</sub>	20,61	m <sup>3</sup> de biogás/kgRSU
Porcentagem de CH <sub>4</sub> no biogás	F	48,8	%

Fonte: Os Autores,2025.

**Cenário 3:** utilizaram-se os mesmos valores para constante de decaimento e fração de metano no biogás que o cenário anterior, diferenciando o potencial de geração do metano. Os valores são apresentados no Quadro 5.

**Quadro 5 Dados de entrada para o cenário 3**

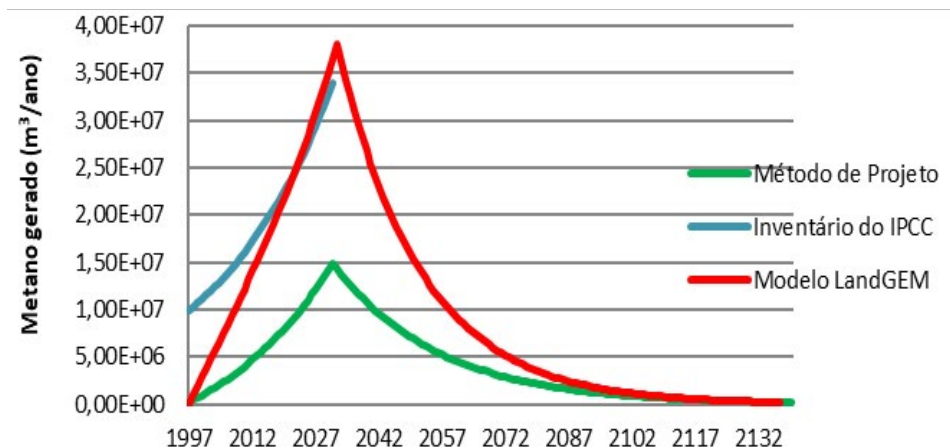
<b>Método - Método de Projeto e Modelo LandGEM</b>			
Constante de decaimento	k	0,06	1/ano
Potencial de geração de metano	L <sub>0</sub>	83,83	m <sup>3</sup> de biogás/kgRSU
Porcentagem de CH <sub>4</sub> no biogás	F	48,8	%

Fonte: Os Autores,2025.

## 2.8.5 Estimativas de Geração de Metano

Ao aplicar para os três métodos os valores de dados de entrada sugeridos pelas metodologias próprias de cada um deles, observa-se que a curva de geração de metano para o Método de Projeto fica consideravelmente menor aos resultados apresentados pelo Inventário do IPCC e Modelo LandGEM. Esse fato pode ser explicado pela constante de decaimento e o potencial de geração de metano sugerido para o Método de Projeto serem inferiores aos utilizados pela metodologia *Scholl Canyon* por IPCC (1996). Os resultados podem ser observados na Figura 27.

**Figura 27** Curvas de estimativa de geração de metano – Cenário 1



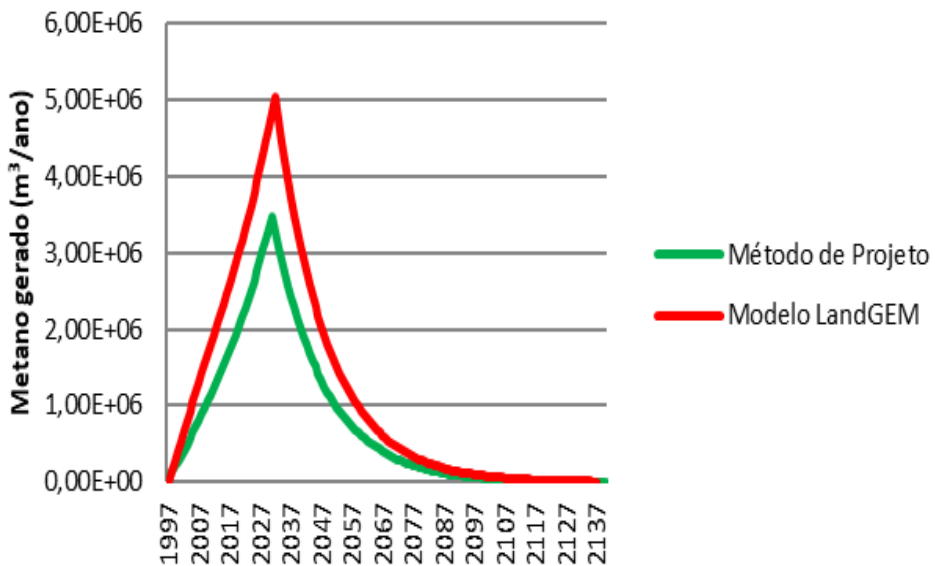
Fonte: Os autores, 2025.

A geração máxima estimada pelo modelo LandGEM neste cenário foi  $3,79 \cdot 10^7 \text{ m}^3$  e ocorrerá no ano de 2032, 1 ano após o fechamento do aterro. A geração máxima estimada no Inventário do IPCC foi  $3,38 \cdot 10^7$ . Para o Método de Projeto, a geração máxima estimada foi inferior e igual a  $1,48 \cdot 10^7$ , no ano de 2031, como pode ser visto na Figura 27. Observa-se que, pelo fato do Método do Inventário do IPCC não ter decaimento e não estimar a geração de metano, após o encerramento das atividades de recebimento de resíduos no aterro torna-se difícil comparar os resultados obtidos por ele com os demais métodos.



Para o cenário 2, onde o Método de Projeto e Modelo LandGEM foram calculados utilizando o mesmo valor de constante de decaimento e potencial de geração de metano igual a  $20,61 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{tRSU}$ , permaneceu a tendência de valores superiores para a curva do método *Scholl Canyon* em relação ao Método de Projeto. As curvas são apresentadas na Figura 28.

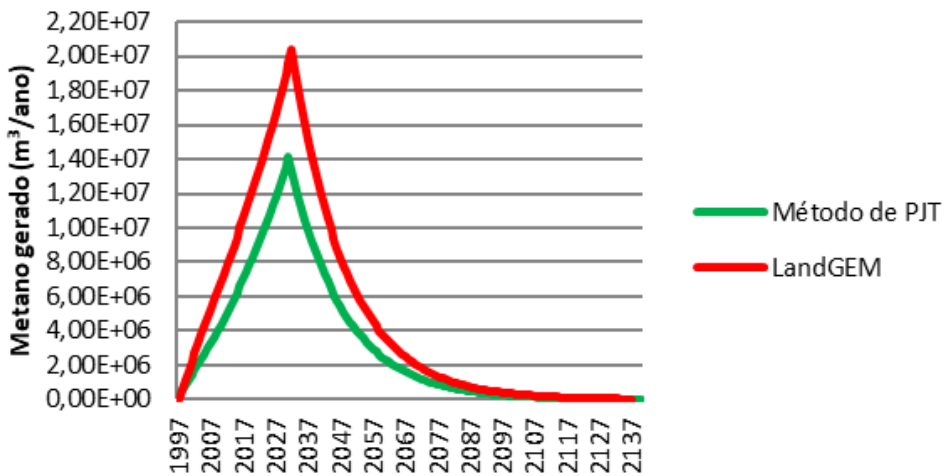
**Figura 28** Curvas de estimativa de geração de metano – Cenário 2



Fonte: Os Autores,2025.

Neste cenário, a estimativa de geração máxima estimada para o Modelo LandGEM foi  $5,02 \cdot 10^6 \text{ m}^3\text{CH}_4$ , no ano 2032. Já para o Método de Projeto, foi  $3,4 \cdot 10^6 \text{ m}^3\text{CH}_4$ , em 2031,  $1,62 \cdot 10^6$  vezes menor que no primeiro modelo. No Inventário do IPCC, a geração estimada de metano foi consideravelmente superior: igual a  $3,87 \cdot 10^7$ .

Ao se manter a constante de decaimento do cenário 2 e utilizar o potencial de geração de metano de  $83,83 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{tRSU}$ , o pico da curva de estimativa aumenta consideravelmente em relação ao cenário anterior, como pode ser observado na Figura 29.

**Figura 29** Curvas de estimativa de geração de metano - Cenário 3.

Fonte: Os Autores, 2025.

A geração máxima estimada, dada pelo Software do Modelo LandGEM, foi igual a  $2,04 \cdot 10^7 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{tRSU}$ , enquanto para o Método de Projeto foi  $1,41 \cdot 10^7 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{tRSU}$ , sendo  $6,30 \cdot 10^6$  a diferença entre as duas estimativas. Observa-se, a partir dos resultados obtidos, que a variável potencial de geração de metano  $L_0$  exerce grande influência nas curvas de estimativa de geração de metano, sendo imprescindível prudência na escolha do valor adotado.

Ao comparar as diferenças dos resultados obtidos no cenário 1 com os cenários 2 e 3, para os dois métodos com decaimento, observa-se que as diferenças são menores para o Método de Projeto. Dessa maneira, pode-se inferir que, na falta de informações específicas mais detalhadas do aterro em estudo, utilizar os valores sugeridos por esta metodologia tende a garantir resultados mais aproximados e mais conservadores de geração de metano.

Por outro lado, o Modelo LandGEM apresenta maior complexidade de cálculo e possibilidades de simulação maiores que as outras equações utilizadas, e, por isso, é um modelo de uso mais recomendado pela USEPA e Banco Mundial. A falta de padronização de utilização dos métodos permite que o usuário escolha aquele que entregue resultados que influenciem



favoravelmente uma tomada de decisão, de acordo com suas pretensões. O ideal é que a apresentação dos resultados venha acompanhada da justificativa para escolha do método de estimativa utilizado, tanto para avaliação do potencial poluidor do aterro, quanto para estudos de avaliação de captação do biogás para geração de energia ou mercado de crédito de carbono.

Observa-se que a metodologia do Inventário do IPCC é adequada somente para se utilizar em aterros ativos, uma vez que não leva em consideração o metano gerado após encerrar o recebimento de resíduos. A utilização dos modelos aplicando os dados padronizados e não específicos para o aterro em estudo mostrou uma tendência a superestimar a geração de metano, sendo que o Método de Projeto oferece resultados mais conservadores que o Modelo LandGEM. Observou-se que o valor de potencial de geração de metano utilizado interfere muito na curva final obtida, devendo-se tomar cuidado especial ao adotar esta variável.

Ao utilizar no Modelo LandGEM  $L_0 = 20,61 \text{ m}^3 \text{CH}_4 / \text{tRSU}$  estimou-se que o aterro emitiria, em 140 anos, um total de  $1,66 \cdot 10^8 \text{ m}^3 \text{CH}_4$ . Ao modelar com  $L_0 = 83,83 \text{ m}^3 \text{CH}_4 / \text{tRSU}$ , o resultado de emissão foi  $6,74 \cdot 10^8 \text{ m}^3 \text{CH}_4$ . É recomendado o desenvolvimento de pesquisas que permitam a padronização de utilização dos métodos, uma vez que a escolha da metodologia adotada é fator importante nos resultados obtidos

### **2.8.6 Redução da emissão de biogás pela camada de cobertura de aterros**

Uma parte do gás gerado em aterros sanitários pode atravessar o sistema de cobertura dos resíduos (camada de solo), escapando para a atmosfera, mesmo quando eles contam com sistemas de captação de biogás.

Mariano (2008) levantou 12 estudos sobre medição das emissões de  $\text{CH}_4$  em aterros de resíduos sólidos, por meio de placa de fluxo estática, observando que as taxas de emissões variaram de 0,004 a 363 g/m<sup>2</sup>. dia.



Maciel (2009) compilou dados de 23 estudos de emissões de  $\text{CH}_4$ , nos quais essas taxas variaram de 0,29 até 14.794 g/m<sup>2</sup>. dia.

No sistema convencional, os resíduos são cobertos com uma camada de solo compactada, formando uma barreira. Porém, ao longo do tempo e em contato com as condições ambientais, essa camada reduz a sua eficiência e, conseqüentemente, amplia a possibilidade de escape dos gases em aterros sanitários (MACIEL; JUCÁ, 2011).

SILVA *et al.* (2013) estudaram as emissões fugitivas de metano pela camada de cobertura de dois aterros sanitários no Brasil. O ensaio de placa de fluxo realizado nos dois aterros locais indicou a fuga de metano pela cobertura de superfície, representando 16% no Aterro Bandeirantes e 35% no Aterro Caieiras.

Alguns fatores externos influenciam no fluxo de gás pela camada de cobertura. Santos (2012) esclarece que as características geotécnicas do solo usado como camada de cobertura em um aterro permitem a configuração de diferentes cenários que determinam a emissão ou retenção do gás. Uma área melhor compactada diminui a possibilidade de existir espaços vazios em seu interior.

A escolha de materiais (os argilosos são os mais recomendáveis) para serem usados na cobertura de um aterro, bem como a espessura da camada (no mínimo, recomendam-se 60 cm) garante uma maior retenção de gases, facilita a movimentação de veículos sobre a massa de resíduos coberta e evita desmoronamentos e acidentes (SANTOS, 2012).

A profundidade responde pela pressão do gás no interior da célula e, quanto maior for a profundidade, maior será a pressão do gás para escapar pela camada de cobertura ou pelas laterais. Assim, um mesmo aterro pode apresentar áreas com maior ou menor fluxo (SANTOS, 2012).

Outro fator preponderante é a idade dos resíduos, pois, os mais recentes emitem maior volume de gás em aterros, principalmente se tiverem



maior conteúdo de compostos facilmente degradáveis, sendo que a recirculação do chorume sobre o platô do aterro potencializa a produção de gás nas duas situações (SANTOS, 2012).

O clima da região influi no volume e na qualidade do gás produzido, pois, a chuva, quando infiltra na massa de resíduos, distribui umidade, nutrientes e microrganismos pela coluna de resíduos, aumentando as reações de degradação e potencializando a geração de gás (SANTOS, 2012). O contrário também é verdadeiro. Se há pouca umidade na célula, o processo de digestão fica mais lento e com menor geração de gás.

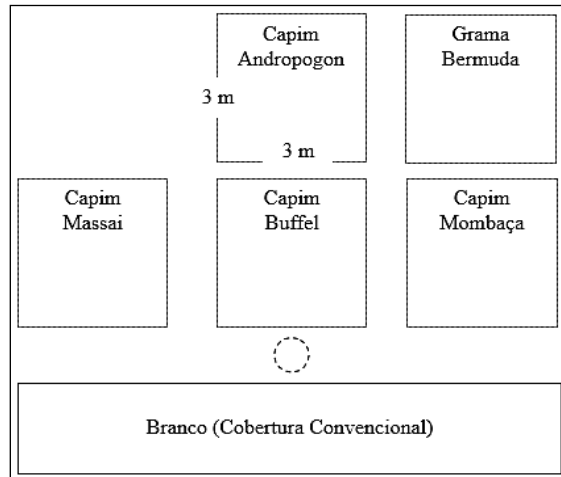
É importante avaliar as emissões de gases pela camada de cobertura de aterros sanitários e encontrar materiais que possam reduzir o seu escape para a atmosfera. Reduzindo-se as emissões pelas camadas de cobertura dos aterros aumenta-se a quantidade de gases dirigida para os drenos, resultando no seu maior aproveitamento.

## 2.9 Estudos de campo

### 2.9.1 Redução da emissão de biogás pela superfície em uma célula experimental

Santos (2012) estudou a capacidade de um tipo de grama e de quatro tipos de capim, de reduzir as emissões de  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$  para a atmosfera, em uma célula experimental (CE) executada em uma área não utilizada do Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia, Ceará.

Foram utilizados os seguintes tipos de grama e capins: *Cynodon dactylon* (grama Bermuda), *Andropogon gayanus* cv. *Planaltina* (capim Andropogon), *Cenchrus ciliaris* L. (capim Buffel), *Panicum maximum* cv Massai (capim Massai) e *Panicum maximum* cv Mombaça (capim Mombaça). A distribuição dos módulos com a grama e os capins, bem como do solo da camada de cobertura da célula (branco) está indicada na Figura 30.

**Figura 30 Distribuição dos módulos com a grama e capins.**


Fonte: Os Autores,2025.

A célula experimental contava com volume de 784 m<sup>3</sup>, medindo 4 metros de profundidade x 14 metros de comprimento x 14 metros de largura. A camada de cobertura da CE media 60 cm de espessura e foi executada com o solo proveniente da escavação da área de estudo. O solo da camada de cobertura da CE pode ser classificado como areia fina silto-argilosa, conforme podemos observar na Tabela 25.

**Tabela 25 Caracterização do Solo**

Argila	23 - 29%
Silte	30 - 35%
Areia fina	18 - 24%
Areia média	11 - 18%
Areia grossa	4 - 5%
Pedregulho	1 - 4%
Limite de Liquidez (LL)	27 - 31%,
Limite de Plasticidade (LP)	13 - 17%
Índice de Plasticidade (IP)	12 - 15%;
Umidade ótima	11,10 - 12,20%
Massa específica seca	1,989 - 2,008 g/cm <sup>3</sup>
Permeabilidade à água	0 - 3,4 x 10 <sup>-5</sup> cm/s.



Os resíduos sólidos destinados à CE tinham a seguinte composição física: restos de alimentos (35,8%), outros (12,6%), plástico flexível (12,4%), fralda (8,4%), trapos (7,7%), papel (4,8%), plástico rígido (3,2%), resíduo de jardim (3,0%), papelão (1,9%), jornal (1,8%), PET (1,5%), vidro escuro (1,4%), embalagem cartonada (1,4%), ferro (0,8%), vidro claro (1,2%), borracha (1,1%) e alumínio (0,8%).

O teor de umidade presente nos resíduos sólidos, após 24 horas no interior da Estufa (1ª pesagem), variou de 10,5% (amostra nº9) a 19,6% (amostra nº2), e a média das dez amostras analisadas ao mesmo tempo na Estufa foi de 15,1%.

As sementes (aproximadamente 100g de cada) foram lançadas sobre a cobertura da CE e posteriormente cobertas manualmente com uma fina camada (1 - 2 cm) de solo natural disponível no entorno da CE. Esse tipo de plantio trouxe rapidez e economia, no entanto, a semeadura ocorreu de forma irregular e a emergência desuniforme.

O processo de irrigação foi manual e duas vezes ao dia durante a germinação e crescimento inicial, com aproximadamente 2,5 L.m<sup>-2</sup> por turno.

Para as determinações dos fluxos de gases foram utilizadas placas, conforme proposto por Maciel (2003). O equipamento utilizado para medir a concentração dos gases foi o detector portátil da marca GEM (LANDTEC). Esse equipamento permite a leitura simultânea das porcentagens volumétricas de CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> e O<sub>2</sub>, além da temperatura interna e da pressão dos gases.

Na Figura 31 mostra-se o processo de colocação das placas nos módulos com vegetação e como foram executadas as medições. Foram realizadas duas campanhas de medição de emissão de gases durante o trabalho.

**Figura 31 Vista do processo de cravação da placa em uma camada cultivada da CE e medição do fluxo de gás.**



Fonte: Os Autores,2025.

Com base nos resultados das determinações realizadas neste trabalho, podem ser feitas as seguintes considerações sobre as reduções das emissões de  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$  para a atmosfera, para o capim e para as diferentes gramíneas plantadas no solo de cobertura da célula experimental.

Entre as camadas cultivadas, aquela em que foi plantado o capim Mombaça permitiu os menores fluxos de  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$  (maior retenção), tanto mássico quanto volumétrico, em relação ao “branco” (camada de solo sem cultivo), e o capim Buffel foi o que apresentou maiores fluxos (menor retenção).

Em relação ao “branco”, a camada cultivada com o capim Mombaça teve capacidade de reter 40%, em média, do fluxo mássico de  $\text{CH}_4$  durante a primeira campanha e 39% durante a segunda campanha (para o  $\text{CO}_2$  obteve-se 39% nas duas campanhas). Assim, o capim Mombaça foi o que melhor respondeu ao propósito da pesquisa.



Em relação ao “branco”, a camada cultivada com o capim Buffel teve capacidade de reter 4%, em média, do fluxo mássico de  $\text{CH}_4$  durante a primeira campanha e 3% durante a segunda campanha (para o  $\text{CO}_2$  obteve-se 0% nas duas campanhas). Assim, o capim Buffel foi o que pior respondeu ao propósito da pesquisa.

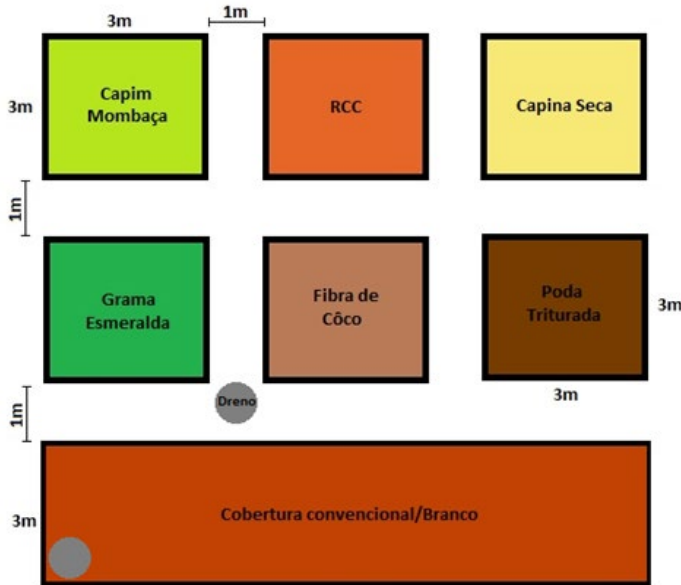
Ao consolidar uma avaliação geral de todos os cultivos, pode-se estimar uma retenção média de  $69 \text{ kg/m}^2\cdot\text{ano}$  de  $\text{CH}_4$  (primeira campanha) e  $101 \text{ kg/m}^2\cdot\text{ano}$  de  $\text{CH}_4$  (segunda campanha). Quanto ao dióxido de carbono, estimou-se uma retenção média de  $318 \text{ kg/m}^2\cdot\text{ano}$  de  $\text{CO}_2$  (primeira campanha) e  $378 \text{ kg/m}^2\cdot\text{ano}$  de  $\text{CO}_2$  (segunda campanha).

Em termos volumétricos, pode-se estimar uma retenção média de  $87 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{ano}$  de  $\text{CH}_4$  (primeira campanha) e  $111 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{ano}$  de  $\text{CH}_4$  (segunda campanha). Quanto ao dióxido de carbono, estimou-se uma retenção média de  $161 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{ano}$  de  $\text{CO}_2$  (primeira campanha) e  $191 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{ano}$  de  $\text{CO}_2$  (segunda campanha).

Mesmo colocadas sobre solo de aterro sanitário e sem tratamento especial na cobertura ou no cultivo, as sementes dos capins estudados e da grama Bermuda apresentaram germinação dentro dos prazos biológicos previstos. Assim, constatou-se sobrevivência dessas espécies sobre solo de cobertura de aterro sanitário. O desenvolvimento desses cultivos pode ser melhorado com a utilização de tratamentos culturais.

Na mesma célula experimental descrita no item anterior, foi desenvolvido trabalho sobre o escape de gases por outros materiais de cobertura (MONTEIRO, 2016). Foram instalados seis módulos com área de  $9 \text{ m}^2$  ( $3 \text{ m} \times 3 \text{ m}$ ), cada um, organizados aleatoriamente conforme o esquema mostrado na Figura 32, compostos dos seguintes materiais: capim Mombaça (*Panicum maximum* cv Mombaça), resíduo da construção civil (RCC), capina seca, grama esmeralda (*Zoysia Japonica*), fibra de coco e poda triturada.

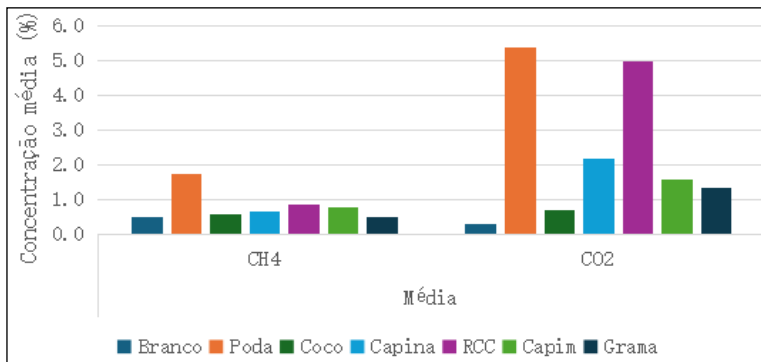
**Figura 32** Distribuição dos módulos com diferentes materiais de cobertura na célula experimental.



Fonte: Os Autores,2025.

A camada de cobertura da célula experimental era composta pelo solo do local (camada convencional), compreendendo 26,4% de areia grossa, 19,2% de areia fina, 33,4% de silte e 21,0% de argila e densidade de 1,22g/cm<sup>3</sup>. Na Figura 33 comparam-se as médias das concentrações dos principais gases em cada módulo.

**Figura 33** Média geral das concentrações de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> nas emissões das diversas camadas de cobertura da célula experimental.



Fonte: Os Autores,2025.



Observa-se que nenhum módulo foi capaz de reter mais  $\text{CO}_2$  que a camada convencional, sendo a cobertura com fibra de coco a que mais se aproximou deste objetivo. Para as concentrações de  $\text{CH}_4$ , as coberturas com grama esmeralda e a fibra de coco foram as que resultaram em maior retenção deste gás. Para a poda triturada foram obtidas as médias de emissão de  $\text{CH}_4$  mais elevadas entre todos os módulos analisados, sendo, portanto, o pior material de cobertura testado.

O capim Mombaça e a capina seca tiveram desempenho geral pior que a camada de cobertura convencional (branco). A cobertura com grama esmeralda apresentou o melhor resultado geral, quando comparada às demais camadas analisadas, não havendo diferença estatística significativa quando comparada com a camada de cobertura convencional (branco).

A grama esmeralda tem sistema radicular formado (tapetes), de modo que, após a escarificação do solo, em poucos dias ela já está fixa ao solo, compreendendo uma camada fortemente aderida por suas raízes finas e curtas que não provocam dano à estrutura de compactação da camada de cobertura.

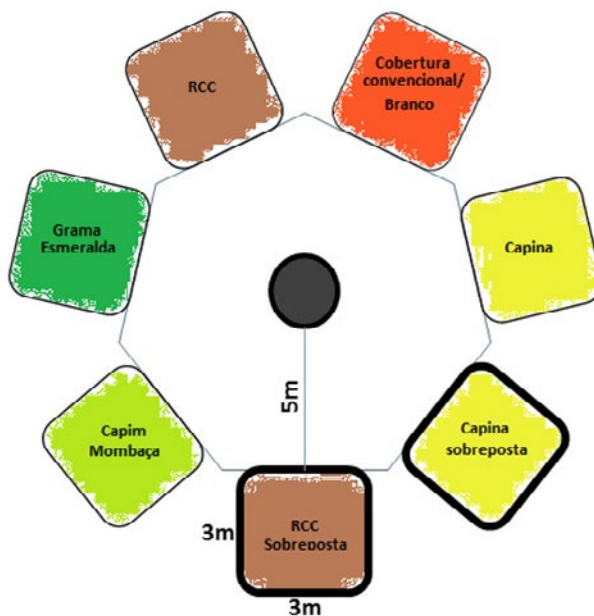
A grama esmeralda constitui uma boa opção para camada de cobertura de aterros, especialmente quanto à retenção de metano, gás com grande potencial de causar o efeito estufa, além de resultar em uma cobertura vegetal, contribuindo para o controle da erosão do solo e para a melhoria paisagística do local.

## **2.9.2 Redução da emissão de biogás pela superfície em um aterro sanitário**

Estudou-se a emissão de gases pela camada de cobertura do Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia (ASMOC), Ceará, onde foram dispostos resíduos das cidades de Fortaleza e Caucaia. Foram implantados módulos com diferentes materiais de cobertura sobre a superfície de uma célula já não mais em operação (MONTEIRO, 2016).

Foram executados sete módulos com distribuição heptagonal utilizando diferentes materiais de cobertura. Foram distribuídos módulos em posição equidistante ao dreno, de forma que todos sofressem igual influência quanto à quantidade e concentração de gás nas proximidades do mesmo. Os módulos, cada um com 3,0 x 3,0 cm, distavam 5m do dreno, em um ângulo reto com o raio do círculo imaginário onde o dreno era o centro Figura 34.

**Figura 34 Distribuição dos módulos com diferentes materiais de cobertura**



Fonte: Os Autores,2025.

Foram utilizadas camadas de resíduos da construção civil (RCC) e capina seca em duas conformações distintas: na primeira, o material testado substituiu a camada convencional de cobertura; na segunda, a camada de material ficou sobreposta à camada de cobertura convencional, colocando-se sobre ela uma camada adicional (com 60 cm) sustentada por estruturas de madeira simulando uma caixa. Sobre a camada original do aterro foram plantados o capim Mombaça e a grama Esmeralda Figura 35.

**Figura 35 Montagem das camadas sobrepostas à camada original de cobertura**



Fonte: Os Autores,2025.

A cobertura usada convencionalmente no aterro estudado compreendeu o solo nativo local onde está instalado. Trata-se de um solo composto por 26,4% de areia grossa, 19,2% de areia fina, 33,4% de silte e 21,0% de argila, e densidade de 1,22g/cm<sup>3</sup>.

A Tabela 26 contém os valores médios de emissão de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> presentes no biogás, para os diferentes materiais de cobertura testados, comparados à camada convencional do aterro (branco).

Tabela 26 Concentrações médias, máximas e mínimas (%) de emissão de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> nas sete camadas de cobertura analisadas e capacidade de retenção desses gases nas camadas testadas em relação à camada controle (cobertura com solo).

Camada de cobertura		Branco (cobertura com solo)	RCC - Cx	Capina - Cx	Capina	RCC	Capim Mombaça	Grama Esmeralda
Médiaa	CH4	0,46	0,38	0,4	0,52	8,92	0,4	0,23
	CO2	0,76	0,11	1,22	0,46	9,98	1,3	0,58
Máxima	CH4	1,2	1,2	1,1	1,4	22,1	1,1	0,8
	CO2	4,3	0,4	5	3,2	25,6	3,7	1,6
Mínima	CH4	0	0	0	0	0	0	0
	CO2	0,1	0	0	0	0,2	0,1	0,1



Retenção de CH <sub>4</sub> em relação ao branco (%)	-	-17,20%	-12,90%	12,40%	1820,90%	-13,40%	-50,80%
Retenção de CO <sub>2</sub> em relação ao branco (%)	-	-85,50%	59,00%	-39,30%	1205,80%	69,90%	-24,60%

Fonte: Os Autores, 2025.

Nota: RCC – resíduos da construção civil; RCC-Cx – resíduo da construção civil colocado sobre a camada de cobertura do aterro; Capina – Cx – capina colocada sobre a camada de cobertura do aterro.

A grama Esmerada conseguiu reter 50,8% mais CH<sub>4</sub> e 24,3% mais CO<sub>2</sub> que a camada de cobertura com solo (branco), e o capim Mombaça emitiu 13,4% menos CH<sub>4</sub> que a camada convencional (branco).

A cobertura com capina emitiu 12,4% a mais de CH<sub>4</sub> que a camada convencional (branco). Já a camada sobreposta de capina seca - Cx emitiu 17,2% menos CH<sub>4</sub> e 85,5% menos CO<sub>2</sub> que a camada convencional (branco).

O resíduo da construção civil (RCC) substituindo o solo de cobertura foi o material com o pior resultado entre todos os módulos analisados: 1.820,9% a mais de emissão de CH<sub>4</sub> e 1.205,8% de emissão de CO<sub>2</sub> para a atmosfera, se comparado à camada convencional (branco). Isso significa 20 vezes mais CH<sub>4</sub> e 13 vezes mais CO<sub>2</sub> que a camada de cobertura com solo. Porém, quando colocado o RCC sobre a camada de cobertura (camada sobreposta de RCC - Cx), as diminuições nas emissões de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>, comparadas à camada de cobertura (branco), foram de 12,9%, e de 59,0%, respectivamente. A Tabela 27 contém os valores de fluxo mássico para os gases CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> pelas diferentes camadas de cobertura.

É possível perceber uma ampla faixa de variação de fluxo, tanto do CH<sub>4</sub> quanto do CO<sub>2</sub>, o que indica que vários fatores externos à célula são responsáveis por esta variação. No entanto, os valores encontrados não fogem aos relatados por Santos (2012).



De acordo com a Tabela 27, a grama Esmeralda foi o material que mais apareceu com os melhores resultados (menores fluxos mássicos), em 5 dos 6 períodos analisados, seguido do branco (camada normal do aterro), em 4 dos 6 ensaios.

**Tabela 27 Fluxo de gás pelas diferentes camadas de cobertura do aterro.**

Camada de cobertura	Fluxo CH <sub>4</sub> (g/m <sup>2</sup> .s)				Fluxo CO <sub>2</sub> (g/m <sup>2</sup> .s)			
	Min	Máx	Med	SD	Min	Máx	Med	SD
	1º Período – Medição 1							
BC	0	0,1074	0,0071	0,0192	0,0102	0,1477	0,0251	0,0264
RCC - Cx	-0,0004	0,6505	0,0217	0,1188	0	0,2981	0,0157	0,0541
Capina - Cx	-0,0017	0,5888	0,0192	0,1076	0,036	0,5888	0,0642	0,0994
Capina Seca	0	0,5965	0,0199	0,1089	0	0,2982	0,0189	0,0555
RCC	0,0006	5,1661	0,2374	0,932	0,0706	11,8873	0,6192	2,1311
Capim Mombaça	0	0,5433	0,0182	0,0992	-0,001	0,2988	0,01	0,0546
Grama Esmeralda	-0,0021	0,1639	0,005	0,03	0,0039	0,6011	0,038	0,1081
	2º Período – Medição 2							
Branco	-0,0034	0,2167	0,0064	0,0397	0	0,149	0,0091	0,0266
RCC - Cx	0	0,1075	0,0036	0,0196	-0,0092	0,1478	0,0031	0,0274
Capina - Cx	0	0,1063	0,0037	0,0194	0	0,1462	0,0182	0,025
Capina Seca	-0,0179	0,2149	0,0045	0,04	-0,0369	0,2955	0,0069	0,0549
RCC	-0,052	11,494	0,3668	2,1016	-0,0715	36,6138	1,2004	6,6886
Capim Mombaça	-0,0015	0,1639	0,005	0,03	0	0,4507	0,0225	0,081
Grama Esmeralda	-0,0136	0,1091	0,0021	0,0204	0	0,4499	0,0288	0,08
	3º Período – Medição 3							
Branco	-0,0539	0,5931	0,0114	0,1106	-0,7414	2,0759	-0,029	0,4365
RCC - Cx	-0,0015	0,4298	0,014	0,0785	0	0,1477	0,005	0,027
Capina - Cx	0	0,4296	0,0143	0,0784	-0,0036	3,3969	0,1128	0,6203
Capina Seca	-0,0048	0,5821	0,0185	0,1065	-0,0263	0,5821	0,0168	0,1073
RCC	0,0423	2,6349	0,1836	0,4647	0,1339	5,9417	0,4474	1,0408
Capim Mombaça	0	0,3766	0,0129	0,0687	0	0,4438	0,0293	0,0786
Grama Esmeralda	-0,0272	0,4347	0,011	0,0803	0	0,4482	0,0246	0,0802
	4º Período – Medição 4							
Branco	-0,0179	0,0538	0,0012	0,0105	-0,074	0,5917	0,0092	0,1115



RCC - Cx	0	0,054	0,0018	0,0099	0	0,1486	0,005	0,0271
Capina - Cx	0	0,054	0,0018	0,0099	-0,0085	1,4843	0,0471	0,2714
Capina Seca	-0,0036	0,302	0,0096	0,0553	0	0,4153	0,0188	0,075
RCC	0	0,0525	0,0018	0,0096	0	0,2889	0,0144	0,0521
Capim Mombaça	-0,027	0,054	-0,0015	0,0122	-0,0495	5,4899	0,1689	1,0051
Gramma Esmeralda	-0,0009	0,0545	0,0016	0,01	0	0,2997	0,0106	0,0546
5º Período – Medição 5								
Branco	0	0	0	0	0	0,2963	0,0175	0,0528
RCC - Cx	0	0	0	0	0	0,1484	0,0049	0,0271
Capina - Cx	0	0,0006	0,0001	0,0002	0	0,0134	0,003	0,0029
Capina Seca	0	0,0108	0,0004	0,002	-0,0029	0,1486	0,0054	0,0276
RCC	-0,0013	0,0531	0,0023	0,0098	0	0,292	0,0197	0,052
Capim Mombaça	0	0,0006	0	0,0001	0	0,5827	0,0384	0,1031
Gramma Esmeralda	0	0,0004	0	0,0001	0,0025	0,1478	0,0176	0,0293
6º Período – Medição 6								
Branco	0	0,5947	0,0199	0,1086	0,0288	0,5947	0,0603	0,1019
RCC - Cx	0	0,001	0,0003	0,0003	-0,0092	0,1481	0,0028	0,0275
Capina - Cx	0	0,1083	0,0038	0,0197	0	1,4887	0,0497	0,2718
Capina Seca	-0,0003	0,1072	0,0045	0,02	0	0,7368	0,0455	0,1308
RCC	0,0145	0,633	0,0599	0,1095	0,0726	2,0309	0,1823	0,3506
Capim Mombaça	-0,0054	0,225	0,0068	0,0412	-0,0049	1,4436	0,0535	0,2626
Gramma Esmeralda	-0,0052	0,1469	0,0038	0,0271	0,0044	0,3751	0,0231	0,0668

Fonte: Os Autores, 2025.

\*1º período – 15/07/14 a 18/07/14; 2º período – 05/08/14 a 08/08/14; 3º período – 01/09/14 a 05/09/14; 4º período – 07/10/14 a 15/10/14; 5º período – 03/11/14 a 06/11/14 e 6º período – 15/12/14 a 17/12/14.

RCC – resíduos da construção civil; RCC-Cx – resíduo da construção civil colocado sobre a camada de cobertura do aterro; Capina – Cx – capina colocada sobre a camada de cobertura do aterro.

As coberturas com grama e capim demonstraram boas reduções na emissão de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> através da superfície do aterro, recomendando-se o seu uso, o que pode contribuir, também, para o controle da erosão do solo e a composição paisagística do local. Restos de construção civil e

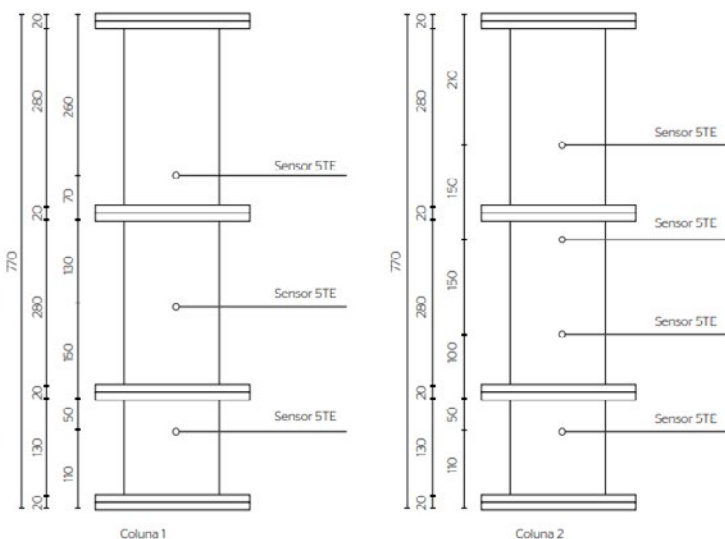
capina só devem ser utilizados se colocados sobre a camada de cobertura convencional do aterro.

## 2.10 Estudos de laboratório (UFPE)

Para analisar o comportamento de materiais como camadas foi realizado ensaios de coluna para simulação de uma camada oxidativa com condições semelhantes ao aterro sanitário.

Lira (2018) confeccionou duas colunas de PVC com diâmetro interno de 0,15 m e peças de alturas de 0,15 e 0,30 m ( Figura 36). As peças possuem no topo e na base placas de PVC para conexão e vedação entre os segmentos. As colunas possuem tampa na base, onde foram inseridas torneiras de passagens para injetar o gás. As colunas foram instrumentadas com sensores 5TE da Decagon que medem simultaneamente os parâmetros de temperatura, umidade e condutividade elétrica, com os dados sendo coletados e armazenados em datalogger. A parte inferior da coluna foi alimentada com o metano puro (99,99%), com uma vazão de 1,42 ml/min (3,5 g CH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>.h).

**Figura 36 Montagem das colunas de PVC.**

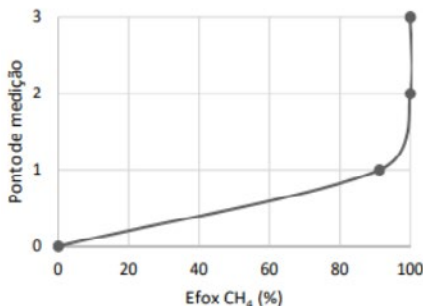


Fonte: Os Autores,2025.

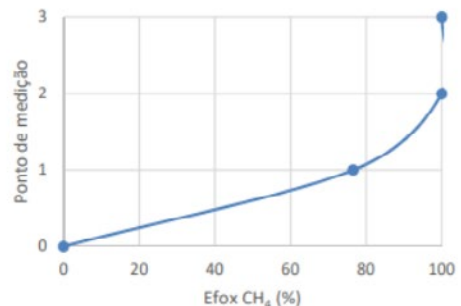
As colunas foram preenchidas com misturas de solo com composto orgânico na proporção 1:1 e apenas solo (controle). Os materiais serão preenchidos a uma profundidade de 60 cm. A estimativa de eficiência de oxidação de CH<sub>4</sub> foi realizada com base na variação de concentração de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>, de acordo com a metodologia de Gebert *et al.* (2011).

Nos ensaios de coluna realizados por Lira (2018) verificou-se que as medições de ambas as colunas apresentaram uma característica padrão de diminuição de concentração de CH<sub>4</sub> desde a base até o topo da coluna (superfície). A Figura 37 representa os perfis de média de eficiência de oxidação acumulada das colunas 1 e 2.

**Figura 37** Eficiência de oxidação de CH<sub>4</sub> das Colunas 1 (a) e 2 (b)



(a)



(b)

Fonte: Lira, 2018.

As colunas apresentaram eficiência média de oxidação de 100%. Esse nível de eficiência é semelhante às apresentadas por Gebert *et al.* (2011) e Huber-Humer e Lechner (2001), que reportam eficiências variando entre 95% e 100% em ensaios de coluna com grau de compactação de 75% e fluxos de 3,53 g CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>.



## 2.11 REFERÊNCIAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10007**: Resíduos Sólidos – Amostragem de resíduos. Rio de Janeiro, 2004. 21 p.

AIRES, K. O.; SOUSA, R. B. A.; GUEDES, M. J. F.; SANTOS, J. J. N.; MELO, M. C. Composição física dos resíduos sólidos urbanos na produção de biogás em uma célula experimental. In: **Anais II Congresso Nacional de Pesquisa e Ensino em Ciências**. Campina Grande-PB, 2017.

Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE). **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2021**. 2021.

BARLAZ, M. A.; GREEN, R. B.; CHANTON, J. P.; GOLD-SMITH, C. D.; HATER, G. R. Evaluation of a biologically active cover for mitigation of landfill gas emissions. **Environ Sci Technol** v. 38, n. 18, p. 4891–4899, 2004.

BORBA, S. M. P **Análise de Modelos de Geração de Gases em Aterros Sanitários: Estudo de Caso [Rio de Janeiro]**. (COPPE/UFRJ, M.Sc., Engenharia Civil, 2006), Dissertação – Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, 134 p, 2006.

BOSETTI, V., BUCHNER, B. Data Envelopment Analysis of different climate policy scenarios. **Ecological Economics**, v. 68, n. 5, p. 1340 –1354, 2009.

CASTILHOS JR, A. B.; MEDEIROS, P. A.; FIRTA, I. N.; LUPATINI, G.; SILVA J. D. **Principais processos de degradação de resíduos sólidos urbanos**. In: Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para municípios de pequeno porte.



CASTILHOS JR, A. B. (Coordenador). Rio de Janeiro: ABES, RIMA, 2003. p. 19-50.

COMCAP/ FLÁVIA VIEIRA GUIMARÃES OROFINO (Org.). CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DE FLORIANÓPOLIS: Relatório final. Florianópolis, 2002. 112 p.

COSTA, M. D. **Estudos de camadas de cobertura de aterros sanitários em colunas de solos**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.

DO CLIMA, Observatório. Análise das Emissões Brasileiras de Gases de Efeito Estufa e suas Implicações para as Metas de Clima do Brasil 1970-2019. **Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa (SEEG)**, 2024.

ENERGY SECTOR MANAGEMENT ASSISTANCE PROGRAMME (ESMAP). The world bank handbook for the preparation of landfill gas to energy projects in Latin America and the Caribbean. Waterloo, Ontario, 2004.

FIRMO, A. L. B. **Estudo da geração de biogás a partir da biodegradação de resíduos sólidos urbanos**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Pernambuco. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Recife. 2013. 279 p.

GALDINO, L.R.O. (2013). Estudo das emissões de biogás em camadas de cobertura de aterros de resíduos sólidos urbanos. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – UFPE.

GOMES, Guilherme José Correia. Comportamento de misturas de solo e composto orgânico para dimensionamento de camadas de cobertura de depósitos de resíduos sólidos



urbanos. 2018. Trabalho de conclusão de graduação. Universidade Federal de Pernambuco.

GOURC, J. P.; STAUB, M.; Bilan Environnemental des installations de stockage – Réduction des émissions de gaz à effet de serre et valorisation du biogaz: une actualisation nécessaire de la conception des couvertures, Grenoble – França. **Ingénieries**, n. spécial, p. 71-82, 2009.

HU, L.; LONG, Y. Effect of landfill cover layer modification on methane oxidation. **Environ Sci Pollut Res**. v. 23, p. 25393–25401, 2016.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Censo Demográfico 2010. Diretoria de Pesquisas, Departamento de População e Indicadores Sociais, Brasília, 2010.

INTERNATIONAL ENERGY AGENCY - IEA. **CO2 Emissions from Fuel Combustion**. France, Paris, 576 p. 2007.

IPCC - International Panel on Climate Change. Guidelines for National Greenhouse Inventories: Reference Manual (Vol.3), 1996.

LIRA, Bruna Silveira. **Uso de composto orgânico como material componente para camada de cobertura oxidativa**. 2018. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco.

LOPES, R. L. **Infiltração de água e emissão de metano em camadas de cobertura de aterros de resíduos sólidos**. Tese de Doutorado – Universidade Federal de Pernambuco. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Recife, 2011. 274p.



MACIEL, F. J. **Estudo da geração, percolação e emissão de gases no aterro de resíduos sólidos da Muribeca/PE.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Recife. 2003. 173 p.

MACIEL, F.J. **Geração de biogás e energia em aterro experimental de resíduos sólidos urbanos.** Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2009.

MACIEL, F.J.; JUCÁ, J.F.T.. Evaluation of landfill gas production and emissions in a MSW large-scale Experimental Cell in Brazil. **Waste Management**, v. 31, p. 966-977. 2011.

MARIANO, M. O. H. **Avaliação da retenção de gases em camadas de cobertura de aterro de resíduos sólido.** Tese de Doutorado. Universidade Federal de Pernambuco. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Recife. 2008. 243p.

MALDANER, Lia de Sousa. Cobertura para oxidação biológica do metano em aterros de resíduos sólidos urbanos. 2011. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

MCBEAN, E. A.; ROVERS, F. A.; FARQUAR, G. J. **Solid waste landfill engineering and design.** Prentice Hall PTR, Upper Saddle River, NJ 07458, 1995. 521p.

MENDES, Luiz Gustavo Galhardo; MAGALHÃES SOBRINHO, Pedro. Métodos de estimativa de geração de biogás em aterro sanitário. Revista Ciências Exatas, Taubaté, v. 11, n. 2, p.711-76, 2005.

MONTEIRO, L. S. Redução das emissões gasosas através da camada de cobertura de aterros sanitário utilizando diversos tipos de materiais. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Ceará, 2016.



MONTEIRO, V. E. D. (2003). Análises físicas, químicas e biológicas no estudo do comportamento do aterro da Muribeca. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Pernambuco. Recife-PE.

NIKIEMA, J.; BRZEZISNKI, R.; HEITZ, M. (2007) Elimination of methane generated from landfills by biofiltration: a review. *Rev. Environmental Science Biotechnology*. 6:261-284.

OLIVEIRA, O. M. MARINHO, F. A. M. Estudo de Barreiras Capilares por Meio de Simulação de Chuva em Coluna de Solo. VI Simpósio Brasileiro de Solos Não Saturados – Salvador-Bahia, 2007.

QIAN, X.; KOERNER, R. M.; GRAY, D. H. (2002) *Geotechnical Aspects of Landfill Design and Construction*. Prentice Hall. New Jersey. 717p.

RAGA, R., et al. Methane oxidation and attenuation of sulphur compounds in landfill top cover systems: Lab-scale tests, **J. Environ. Sci.** p. 1-12, 2017.

REGATTIERI, Carlos Roberto. Quantificação de emissão de biogás em aterro sanitário: Estudo de caso do aterro sanitário de São Carlos. 2009. 138 f. Tese (Doutorado) - Curso de Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

RODRIGUEZ, R. P.; OLIVEIRA, G. H. D.; REIMUNDI, I. M.; ZAIAT, M. Assessment of a UASB reactor for the removal of sulfate from acid mine water. **International Biodeterioration & Biodegradation**. v. 74, 2012. p. 48-53.

ROSE, J. L. Análise comparativa entre as reduções da emissão de metano em camada oxidativas experimentais. Tese



de Doutorado. Programa de Pósgraduação em Engenharia Civil. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2009.

SANTOS, A. C. et al. Estimativa da geração de metano em aterro sanitário utilizando a composição de Resíduos Sólidos Urbanos e ensaios de BMP, 2012 Salvador. p. 1 - 8.

SANTOS, G. O. Avaliação do cultivo de gramíneas na superfície de aterro sanitário, com ênfase para a redução da emissão de metano e dióxido de carbono para a atmosfera. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Ceará, 2012.

SASSAKI, R. A. Distribuição de tempos de residência em sistemas alimentados com vazão variável. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ. 2005.

SILVA, M. C. Avaliação da qualidade microbiológica de alimentos com a utilização de metodologias convencionais e do sistema SimPlate. São Paulo. Dissertação (Mestrado)- Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, 2012.

SILVA, T. N.; FREITAS, F. S. N. de; CANDIANO, G. Avaliação das emissões superficiais do gás de aterros sanitários de grande porte. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.18, n.2, p. 95-104, 2013.

SILVESTRE, Victor Valente. Levantamento do Potencial de Geração de Biogás de Aterro Sanitário para Aproveitamento sob a forma de Energia Elétrica. 2015. 109 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.



TCHOBANOGLIOUS, G.; THIESEN, H.; VIGIL, S. A. **Integrated solid waste management** - engineering principles and management issues. New York: McGraw - Hill International Editions, 1993. 978p.

TEIXEIRA, C. E. et al. Estudos sobre a oxidação aeróbia do metano na cobertura de três aterros sanitários no Brasil. Eng Sanit Ambient. v.14. n.1. 2009.

TEIXEIRA, P. F. *et al.* Processo de Oxidação do metano através das bactérias metanotróficas em coberturas de aterros sanitários. VI Simpósio Brasileiro de Solos Não Saturados. Salvador. 2007.

UNITED STATES ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY (USEPA). **Air emissions from municipal solid waste landfills – background information for proposed standards and guidelines.** Emissions Standards Division. EPA-450/3-90-011a. Março 1991.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Evapotranspiration landfill cover system. Fact sheet, 2003.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Basic Information about Landfill Gas**, 2022.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Evapotranspiration Cover Systems for Waste Containment. Fact Sheet, 2011.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA), US Environmental Protection Agency Guide for Industrial Waste Management Part V: Ensuring Long-Term Protection, Chapter 11: Performing Closure and PostClosure Care. 2016.



VIEIRA, A. M. Estudo de barreiras capilares como Cobertura final de aterro de resíduos. Tese de Doutorado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo. 2005. 287p.

# 3

## CAPÍTULO

### TECNOLOGIA DE TRATAMENTO, CONCEPÇÃO DA ETE E GERAÇÃO E O USO DO BIOGÁS

**Adrianus van Haandel (*In memoriam*)**

**Silvania Lucas dos Santos (UFRN)**

**Isaac Volscham (UFRJ)**

**Magali Cammarota (UFRJ)**

**Sérvio Tulio Cassini (UFES)**

**Igor Sampaio (UFES)**

**Ricardo Franci Gonçalves (UFES)**



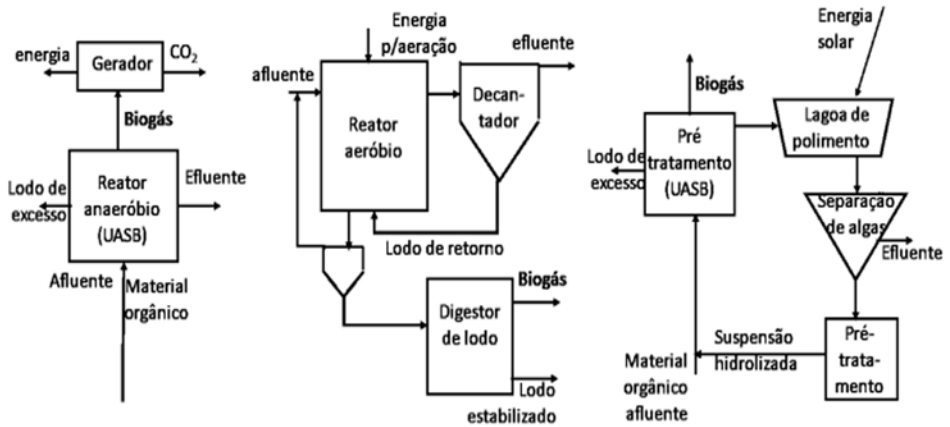
## 3.1 INTRODUÇÃO

A produção do biogás é o aspecto mais característico do tratamento anaeróbio de águas residuárias. O biogás se compõe principalmente de metano ( $\text{CH}_4$ ) e dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), que são os produtos da decomposição do material orgânico e têm solubilidade limitada em água. Também pode haver outros componentes, cuja magnitude depende das condições operacionais no digestor e das características da água residuária.

O material orgânico digerido pode ter três origens diferentes: (1) Material orgânico presente na água residuária em sistemas de tratamento anaeróbio (2) Lodo de excesso de sistemas aeróbios de tratamento, estabilizado em digestores anaeróbios de lodo e (3) Algas geradas em lagoas de tratamento ou pós-tratamento de águas residuárias. A Figura 38 mostra esquematicamente sistemas de tratamento com produção de biogás usando os três tipos de material orgânico.

Tanto o tratamento anaeróbio quanto o tratamento aeróbio são amplamente aplicados no Brasil e há muitos sistemas em escala real produzindo biogás, a partir do material orgânico no afluente em sistemas anaeróbio e da digestão do lodo em excesso de sistemas aeróbios. A geração de biogás a partir das algas que crescem em sistemas de lagoas (notadamente em lagoas de polimento de efluentes de sistemas anaeróbios) ainda não tem aplicação em escala real, mas a viabilidade técnica de mais esta fonte de biogás já foi demonstrada.

Figura 38 Produção de biogás a partir do tratamento anaeróbico



Fonte: Os Autores,2025.

Em sistemas de tratamento pequenos, o uso produtivo de biogás para produção de energia ou metano automotivo não compensa e, nestes casos, é melhor queimar o biogás na medida em que é produzido em um queimador (*flare*). Salienta-se que a queima é importante e que a omissão da queima pode resultar numa situação em que o tratamento anaeróbico tem uma contribuição maior na geração de gases de efeito estufa (GEE) que o tratamento aeróbico, tendo-se em vista que, por mol de carbono, o metano é 21 vezes mais prejudicial do que o dióxido de carbono.

A depender da quantidade de biogás, o metano gerado pode ser usado produtivamente de várias maneiras: (1) para combustão, visando a geração de calor, (2) para geração de energia e (3) para combustível automotivo. O uso do biogás como fonte de calor pode servir, por exemplo, para secar lodo termicamente. No caso de geração de energia usa-se em geradores específicos com motores de ciclo Otto. A viabilidade técnica de se usar biogás para geração de energia não está em questão: há muitas fabricantes que produzem geradores projetados especificamente para o uso de biogás como combustível, com potência de geração de energia variando de 30 kW a mais de 1 MW. A eficiência de transformação de energia química em energia destas unidades está na faixa de 35 a 40%.



Para unidades muito grandes (Potência > 5 MW) existe a possibilidade de se usar turbinas a gás, que têm um custo inicial alto, mas uma eficiência de conversão acima de 50%. O uso de biogás como combustível automotivo é possível e requer tratamento que torna o biogás equivalente a gás natural veicular (GNV), o que significa remoção dos componentes no biogás que não são metano e aumento da pressão do biometano a uma pressão de 200 a 250 atm.

No Brasil, as companhias de saneamento de São Paulo e Paraná (Sabesp e Sanepar) produziam, no passado, metano automotivo a partir de digestores de lodo e o usavam como combustível para caminhões e ônibus. Este uso foi descontinuado, aparentemente, por razões econômicas.

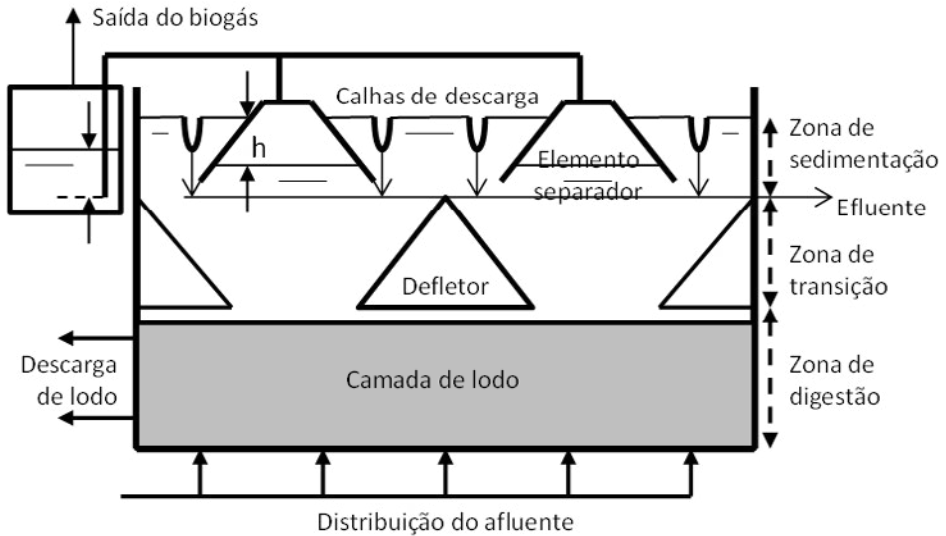
Os processos de tratamento do biogás bruto para usos produtivos estão bem estabelecidos e a viabilidade econômica depende fundamentalmente do benefício econômico que traz, seja em substituição de energia, que de outra maneira teria de ser comprada pela empresa geradora do biogás, ou vendendo a produção de gás bruto ou tratado os seus produtos.

## **3.2 Configuração para Geração de Biogás**

### **3.2.1 Configuração para sistemas anaeróbios de tratamento**

O reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor* = Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e com Manta de Lodo) foi desenvolvido pelo Prof. Lettinga e seu grupo de pesquisadores, na década de 1970 do século passado, na Universidade de Wageningen, nos Países Baixos. Tornou-se o sistema mais aplicado na prática: hoje, mais que 90% dos reatores de tratamento anaeróbio de águas residuárias são do tipo UASB ou de uma de suas variantes. A Figura 39 mostra um esquema do reator UASB.

**Figura 39** Representação esquemática de um reator UASB convencional



Fonte: Os Autores,2025.

O dispositivo mais característico do reator UASB é o separador trifásico que é colocado no reator. O separador divide o reator entre uma zona inferior de digestão anaeróbia e uma zona de sedimentação superior, tendo-se uma zona de transição intermediária e separa as fases sólida (o lodo), líquida (o efluente) e gasosa (o biogás). O afluente entra na base do reator e depois de uniformemente distribuído escoar em direção ascendente, passando sequencialmente pelas zonas de digestão, de transição e de sedimentação, até o topo de reator, onde o efluente é descarregado.

Na zona de digestão há presença de uma massa de lodo biológica que transforma o material orgânico do afluente em biogás. O biogás se desprende da fase líquida e é capturado pelos elementos do separador de fases. A fase líquida passa pelas aberturas do defletor de biogás e do separador para a zona de sedimentação. Nesta zona não há perturbação pelas bolhas de biogás e a área da zona se torna maior na medida em que se aproxima do nível superior do reator, de modo que a velocidade ascendente do líquido diminui na medida em que se aproxima do ponto de descarga do

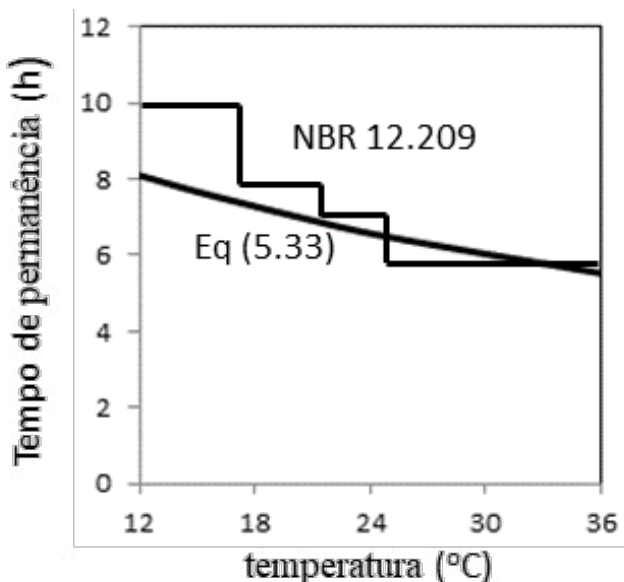


efluente. Como consequência, flocos de lodo eventualmente arrastados para a zona de digestão serão retidos e acabarão sedimentados sobre as superfícies do defletor e do separador se sua velocidade de sedimentação excede em algum ponto a velocidade ascendente da fase líquida.

Quando se acumula uma massa suficiente de lodo nas superfícies inclinadas do separador, esta massa deslizará, descarregando o lodo retido de volta para a zona de digestão. Assim se cria um decantador interno para permanência e recirculação de lodo, enquanto um efluente essencialmente livre de sólidos em suspensão é descarregado.

Na Figura 40 pode-se observar o valor do tempo de permanência recomendado pela Norma Brasileira NBR 12.209 em função de temperatura. Na medida em que a temperatura do esgoto diminui, a eficiência da digestão se reduz. Ainda, na Figura 40, também se observa a curva teórica desenvolvida por Santos (2018).

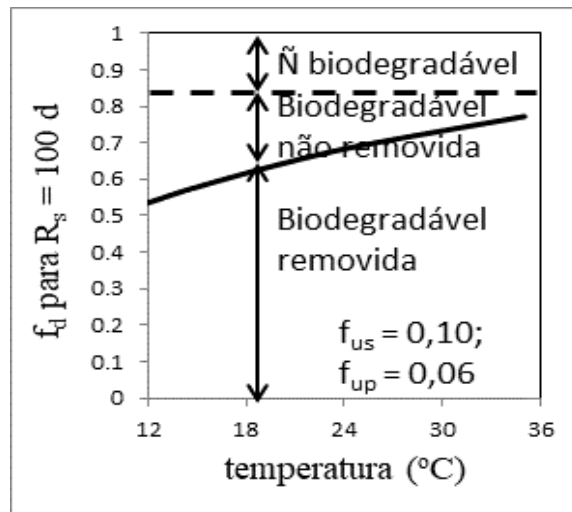
**Figura 40 TDH necessário para a eficiência de digestão máxima em função da temperatura, segundo a Norma Brasileira NBR 12.209/11**



Fonte: Os Autores,2025.

A retenção de lodo pela estrutura de separadores é imperfeita e uma fração de 1/3 a 1/2 do lodo produzido é descarregado junto com o efluente. Também a digestão do material orgânico não é completa, de modo que sempre há uma concentração residual no efluente, como mostra a Figura 41, que relaciona a eficiência máxima no reator UASB da digestão do material orgânico do afluente com temperatura, segundo Van Haandel e Van der Lubbe (2019). Assim, geralmente, o efluente não tem uma qualidade compatível com as normas das autoridades sanitárias e torna-se necessário aplicar um pós-tratamento. Na prática, pós-tratamento aeróbio (lodo ativado) e lagoas de polimento são as opções mais aplicadas.

**Figura 41** Máxima eficiência de digestão em função da temperatura



Fonte: Os Autores,2025.

Portanto, no tratamento anaeróbio de esgoto, o material orgânico é dividido em três frações: líquida, sólido e gasoso. Assim, além da unidade anaeróbia (normalmente um reator UASB), pode haver unidades específicas para o tratamento dos três componentes que são gerados: efluente (pós-tratamento aeróbio ou lagoa de polimento), lodo (desidratação por centrifugação ou filtração) e biogás. Em instalações pequenas, quase invariavelmente, o



biogás será queimado diretamente num flare. Em instalações de grande porte pode-se considerar o aproveitamento produtivo do biogás para gerar energia ou mesmo metano automotivo.

### **3.2.2 Configuração para a digestão de lodo aeróbio de excesso**

Em sistemas aeróbios de tratamento se mantém uma biomassa de microrganismos aeróbios num tanque aerado mecanicamente e que recebe o afluente a ser tratado. Os microrganismos crescem em flocos, usando o material orgânico do esgoto a ser tratado na presença de oxigênio dissolvido. Para produzir um efluente essencialmente sem material orgânico biodegradável, a suspensão de microrganismos passa por um processo de decantação para separar os sólidos (a massa de microrganismos) da fase líquida, para descarregar o efluente já essencialmente sem material orgânico biodegradável e sem sólidos sedimentáveis.

Os microrganismos usam o material orgânico para duas finalidades: (1) catabolismo ou respiração exógena, um processo que oxida material orgânico do esgoto com o oxigênio presente, sendo que os microrganismos usam parte da energia gerada neste processo catabólico para realizar a utilização do segundo processo; (2) anabolismo, que é a assimilação de material orgânico pelos microrganismos, um processo que requer energia. Marais e Ekama (1976) mostraram que a proporção entre o uso do material orgânico para catabolismo e anabolismo é de aproximadamente 1:2.

Todavia, catabolismo e anabolismo não são os únicos processos importantes; há um terceiro processo que é chamado de respiração endógena. Neste processo, os microrganismos vivos, o lodo ativo, decaem com uma determinada taxa, sendo que em torno de 4/5 são transformados em material inorgânico pela oxidação com oxigênio e 1/5 permanece como um sólido não biodegradável, o resíduo endógeno. O grau de decaimento do lodo depende do tempo que o lodo permanece no tanque de aeração, que



se chama a idade de lodo. Assim, a idade de lodo influi sobre a quantidade de lodo produzido e também sobre sua composição.

Devido ao anabolismo há um crescimento contínuo da massa de microrganismos. Por esta razão deve ter uma descarga contínua ou descontínua de lodo, evitando-se assim que a sua concentração se torne excessiva, o que impossibilitaria o funcionamento do decantador como unidade de separação de fases, que resultaria na indesejável presença de lodo no efluente. O fluxo de sólidos, assim descarregado, é o lodo biológico, que possui elevada concentração material biodegradável (principalmente o lodo ativo) e a eventual presença de organismos patogênicos.

Por essa razão é considerado um resíduo instável e perigoso, cuja destinação final somente pode ocorrer depois de um tratamento específico, que normalmente é a digestão anaeróbia. Sem este tratamento, o lodo fica sujeito à putrefação, à geração de maus odores e à atração de vetores e a separação sólido-líquido do lodo biológico é muito complicada. No digestor anaeróbio do lodo que recebe o lodo biológico, a presença de uma massa bactéria anaeróbia transforma parte do elemento biodegradável em biogás, sendo que os sólidos residuais se compõem principalmente em material não biodegradável, cuja disposição final pode ocorrer sem maiores problemas.

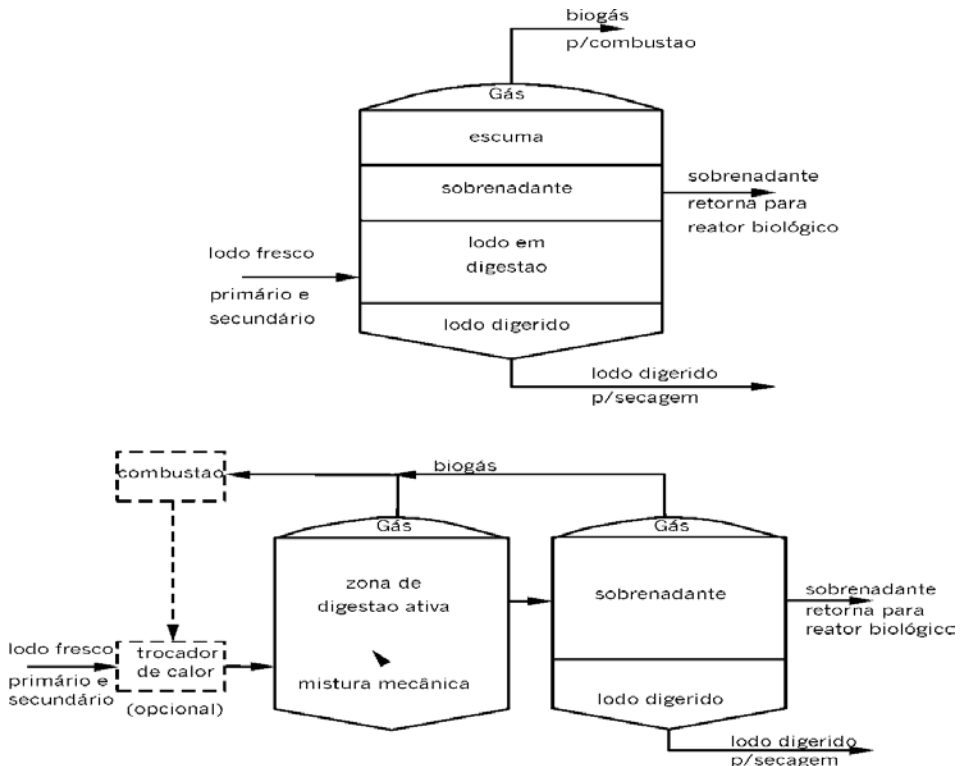
Os digestores anaeróbios em uma ETE têm como precípua finalidade digerir o conteúdo orgânico presente na massa de lodo úmido afluente. Paralelamente, como subproduto do processo de fermentação e metanização, o biogás produzido é, preferencialmente, aproveitado energeticamente (como se discutirá a seguir) ou queimado em *flare*.

O lodo digerido, remanescente da massa de lodo úmido afluente, formado por sólidos inorgânicos e sólidos orgânicos não digeridos, constitui resíduo não inerte que requer, de forma criteriosa, adequado manejo e destinação final.

Existem diferentes possibilidades para o uso benéfico do lodo digerido, dentre estas a sua conversão em biossólidos para emprego como condicionador de solos. A parcela de umidade presente no lodo digerido, sob a forma liquefeita, corresponde ao que se denomina como sobrenadante e, devido ao elevado conteúdo de matéria orgânica e particulada e de nutrientes que possui, é recirculada para o princípio da fase líquida do tratamento.

Digestores anaeróbios de lodo são reatores biológicos construídos, na maioria das vezes, em concreto armado, sob a forma cilíndrica, prismática, de seção retangular. Na prática existem digestores de um único estágio e de dois estágios. A Figura 42 mostra, esquematicamente, os fluxogramas das duas alternativas.

**Figura 42 Representação esquemática de digestores de lodo aeróbio de um e de dois estágios**



Fonte: Os Autores, 2025.



No digestor de estágio único, as funções de digestão de lodo e de sedimentação do lodo digerido ocorrem no mesmo ambiente, embora as condições para os dois processos se desenvolverem sejam muito diferentes: a digestão de lodo requer mistura do conteúdo do digestor, enquanto para a sedimentação se deseja um ambiente tranquilo. Outro problema do digestor unitário é que há a tendência de se formar uma camada de espuma, principalmente quando a temperatura é baixa, o que pode até impedir a descarga do biogás produzido. Por causa destes problemas se constrói modernamente digestores em dois estágios.

Na unidade de dois digestores em série, no primeiro se desenvolve a digestão, enquanto no segundo há a sedimentação do lodo digerido. O primeiro tem mistura mecânica para a homogeneização da massa de lodo em digestão, seja por meio da recirculação da própria massa de lodo, recirculação do biogás, ou por meio de equipamento mecânico misturador propriamente dito. Estes equipamentos também garantem a redução de formação de espuma, fator responsável pela redução da produção de biogás. No segundo pode ainda haver alguma digestão de lodo, mas o ambiente é basicamente tranquilo, para que o processo de separação de fases por sedimentação se desenvolva.

A temperatura do digestor é a variável mais importante. A taxa de digestão de lodo aumenta até uma temperatura máxima de 35°C. Por esta razão, o digestor pode ser aquecido, como indica a Figura 42, usando-se o calor de combustão de metano para aquecer o conteúdo do digestor.

Além de dispositivos para a captação do biogás e de retirada do lodo digerido, digestores anaeróbios operados sob condição termofílica, de até 55°C, são também dotados de estrutura de aquecimento. De forma geral, recomenda-se a adoção de medidas para redução da perda de calor interno, como por exemplo, o isolamento térmico na unidade. As paredes dos digestores podem ser construídas com materiais isolantes ou com maior espessura, retendo o calor na parte interna.



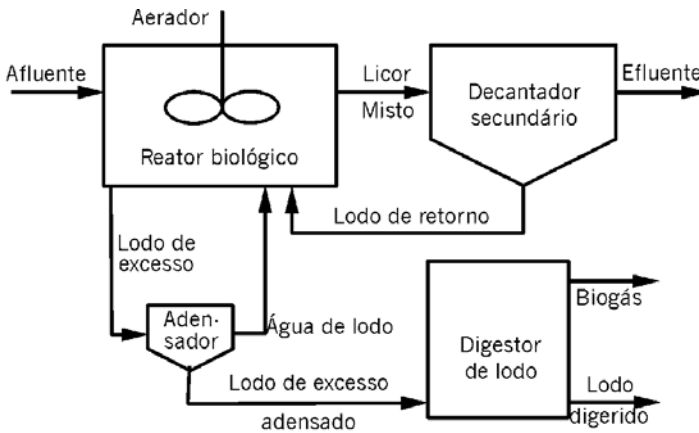
Para diminuir o tamanho do digestor aplica-se geralmente um adensador, que funciona pelo mesmo princípio de um decantador, mas cujo objetivo é aumentar a concentração do lodo biológico. Segundo Van Haandel e Marais (1999), esta unidade simples pode aumentar a concentração do lodo biológico do seu valor de 3 a 4 g/L, que normalmente existe no tanque de aeração, para 30 a 40 g/L no lodo adensado, possibilitando, portanto, a diminuição de fluxo de lodo biológico adensado e, conseqüentemente, do digestor de lodo por um fator 10, aproximadamente.

Para diminuir a carga orgânica sobre o sistema tanque de aeração-decantador e, portanto, reduzir a produção de lodo biológico e a demanda de oxigênio, aplica-se, às vezes, a decantação primária no qual um decantador antes do tanque de aeração remove os sólidos sedimentáveis do esgoto a ser tratado. Nesta operação é possível remover em torno de 1/3 da carga orgânica do afluente e produzir um fluxo de sólidos que se chama lodo primário, que se compõe principalmente de material biodegradável e organismos patogênicos. Por esta razão, também é submetido à digestão anaeróbio, usando-se para tanto o mesmo digestor de lodo que também digere o lodo biológico. Os sólidos do lodo primário têm boa sedimentabilidade e não passa pelo adensador, sendo descarregado diretamente no digestor de lodo.

A Figura 43 mostra que as principais unidades do tratamento aeróbio, com estabilização de lodo e sem decantação primária, são: (1) o tanque de aeração; (2) o decantador final para o tratamento da fase líquida; (3) o adensador; (4) o digestor de lodo para o tratamento da fase sólida gerada. Quando se aplica decantação primária, a quinta (5) unidade é o decantador primário.

Após a digestão aplica-se a desidratação mecânica onde se usa a filtração ou centrifugação para aumentar o teor de sólidos e produzir uma torta com um teor de sólidos de 20% aproximadamente. Dependendo da logística da destinação final do lodo aplica-se ainda um tratamento térmico para aumentar o teor de sólidos para 50 a 90%. Neste tratamento térmico, a fonte de energia pode ser energia solar como em leitos de secagem, ou outra forma, por exemplo energia de combustão de biogás gerado no digestor de lodo.

**Figura 43 Configuração das fases líquida e sólida do tratamento dos esgotos, quando empregada a decantação primária**



Fonte: Os Autores, 2025.

Para um projeto otimizado de um sistema de lodo ativado tem-se os seguintes passos:

(1) Decidir se haverá decantação primária: a vantagem da decantação primária é que a carga orgânica sobre o sistema de lodo ativado propriamente dito diminui, o que reduz os custos de construção e operacionais, notadamente o consumo de energia para aeração e de destinação final de lodo. Por outro lado, a redução da disponibilidade de material dificulta ou impossibilita a remoção biológica dos nutrientes nitrogênio e fósforo, produzindo-se assim um efluente que pode não ser compatível com as normas vigentes das autoridades sanitárias. O tempo de permanência do decantador primário, tipicamente, é da ordem de 2 horas.

(2) Otimizar o sistema tanque de aeração-decantador final: a otimização do sistema tanque de aeração-decantador final procura estabelecer o menor volume das duas unidades em função da concentração de lodo. O menor volume depende de vários fatores, entre os quais os mais importantes são: (a) Concentração e composição do material orgânico no afluente; (b) Sedimentabilidade do lodo; (c) Idade de lodo; (d) Temperatura; (e) Fator de segurança no decantador. Van Haandel e Marais (1999) propuseram equações para o volume do reator e do decantador por unidade de vazão do afluente, como segue.



$$vr = \left[ \frac{(1 - f_{us} - f_{up})(1 + fbhRs)YRs}{(1 + bhRs)} + \frac{f_u Rs}{f_{cv}} \right] \cdot \frac{Q_a St_a}{Sta f_v} \quad (3.1)$$

$$vd = \frac{SfH}{v_o * e^{kxt}} \quad (3.2)$$

Em que:

$v_r$  = volume do reator por unidade de vazão de esgoto aplicada

$v_d$  = volume do decantador por unidade de vazão de esgoto aplicada

$S_{ta}$  = DQO total do afluente

$f_{us}$  = fração não biodegradável e solúvel

$f_{up}$  = fração não biodegradável e insolúvel

$f_v$  = fração volátil do lodo total

$k$  = compressibilidade de lodo

$v_o$  = velocidade limite de sedimentação do lodo

$R_s$  = idade de lodo

$T$  = temperatura

$S_f$  = fator de segurança

Figura 44 Otimização do sistema tanque de aeração decantador

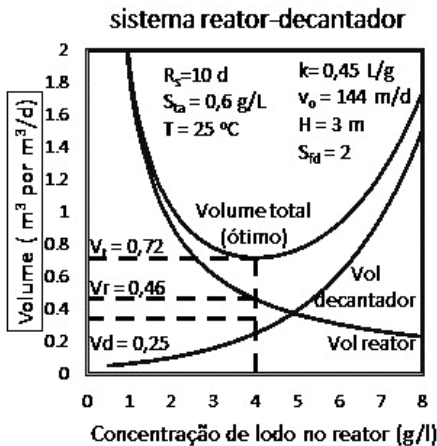
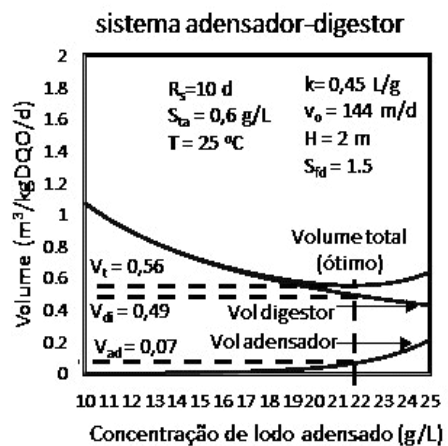


Figura 45 Otimização do sistema adensador-digestor de lodo



Como exemplo apresenta-se, na Figura 44 e Figura 45, o procedimento de otimização do sistema reator decantador. Para as condições especificadas nessa figura, observa-se que o menor volume é encontrado para  $X_t = 4,0 \text{ g/l}$ :  $v_r = 0,46 \text{ m}^3 \text{ por m}^3/\text{d}$  de esgoto e  $v_d = 0,25 \text{ m}^3 \text{ por m}^3/\text{d}$



(3) Otimizar os sistema adensador-digestor de lodo: semelhantemente à otimização, o sistema adensador-digestor de lodo depende de vários fatores, entre os quais os mais importantes são: (a) Sedimentabilidade de lodo; (b) Idade de lodo; (c) Temperatura; (d) Fator de segurança do adensador.

$$v_{di} = \left(\frac{V_r}{R_s}\right) \left(\frac{X_t}{X_{ar}}\right) [20 * (1,1) * (T - 20) + 5] \quad (3.3)$$

$$v_a = \frac{\left[\frac{(1 - f_{us} - f_{up})(1 - fbhRs)Y}{(1 + bhRs)} + \frac{f_{us}}{f_{cv}}\right] Q_a S_{ta} / (Stafu)}{Fl} \quad (3.4)$$

Sendo:

$$Fl = X_{ar} * v_o * (kXal - 1) * \exp(-kXal) \quad (3.5)$$

$$Xal = \frac{X_{ar}}{2} \left[ 1 + \left( 1 - \frac{4}{kX_{ar}} \right)^{0,5} \right] \quad (3.6)$$

Em que:

$v_a$  = volume do adensador

$v_{di}$  = volume do digestor

$X_{ar}$  = concentração de lodo adensado

$X_{al}$  = concentração de lodo para o fluxo limitante

$F_l$  = fluxo limitante

Ao aplicar novamente a teoria de Van Haandel e Marais (1999), para os volumes do adensador e do digestor, procede-se a otimização determinando a concentração de lodo adensado que resulta no menor volume da soma  $v_a + v_{di}$ . Para as condições especificadas, o menor volume é encontrado para  $X_{ad} = 22$  g/L  $v_a = 0,07$  m<sup>3</sup>/kgDQO e  $v_{di} = 0,49$  m<sup>3</sup>/kgDQO. Ainda que o adensador seja pequeno, a sua inserção no sistema de tratamento é importante, porque diminui enormemente o volume do digestor.



### 3.2.3 Configuração para digestão de algas de lagoas de polimento

utilizados na prática de tratamento de esgoto municipal. São unidades rasas de tratamento escovadas na terra e operadas em regime de fluxo contínuo. Os resultados em termos da qualidade do efluente em geral são, conforme as expectativas, sempre quando o projeto é tecnicamente adequado e existe um mínimo de operação e manutenção: há uma redução considerável do material orgânico, dos sólidos em suspensão e dos patógenos, mas as concentrações dos nutrientes N e P permanecem quase inalteradas no efluente.

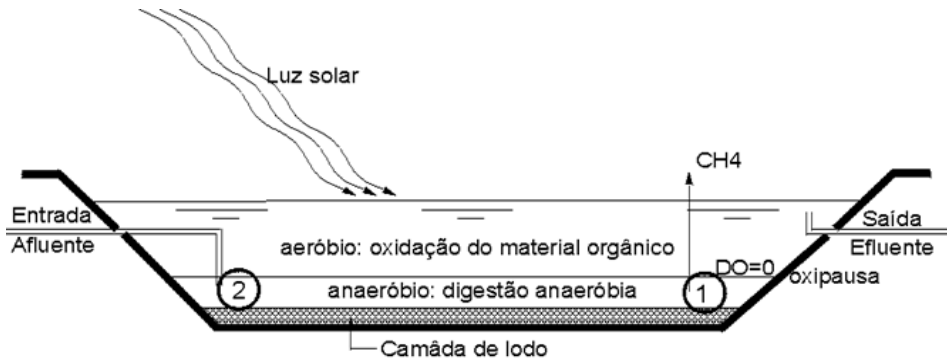
Como mostra a Figura 46, nas lagoas de estabilização se desenvolvem simultaneamente três processos que afetam a remoção de material orgânico do afluente: (1) fotossíntese, (2) oxidação, e (3) digestão anaeróbia.

Na fotossíntese as algas usam energia do sol para reduzir o dióxido de carbono, transformando-o em material orgânico celular. De maneira simplificada este processo pode ser representado como:  $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{DQO} + \text{O}_2$

É importante notar que necessariamente a geração de material orgânico (em termos de massa de DQO) acompanha a geração de oxigênio, ou seja, estequiometricamente, a massa de oxigênio gerada pela fotossíntese é exatamente suficiente para oxidar o material orgânico que também é gerado neste mesmo processo. Todavia, este oxigênio, em geral, não é utilizado para oxidação de material celular das algas, mas principalmente por bactérias para oxidar o material orgânico de origem fecal, presente no esgoto.

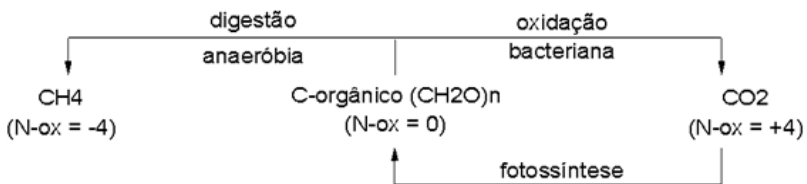
Esta oxidação bacteriana pode ser representada pela seguinte equação esquemática:  $\text{DQO} + \text{O}_2 \rightarrow \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$

**Figura 46** Representação esquemática de uma lagoa para o tratamento de águas residuárias e os processos biológicos que nela se desenvolvem



Remoção de material orgânico se realiza por dois mecanismos:

- 1- Digestão anaeróbia e
- 2- Sedimentação e acumulação no fundo da lagoa



Fonte: Os Autores, 2025.

Ao analisar a Figura 46, observa-se que os processos de fotossíntese e oxidação bacteriana são complementares no sentido que os produtos de um processo são os reagentes do outro, ou seja, há uma transformação da natureza do material orgânico de material fecal do afluente para uma suspensão de algas. Todavia, a ação combinada de fotossíntese e oxidação pode resultar na remoção de material orgânico da fase líquida por outros mecanismos. O resultado líquido do desenvolvimento dos dois processos é a transformação de material orgânico fecal em massa de algas. Essa massa de algas pode formar flocos, através de floculação espontânea e estes podem sedimentar e passar a fazer parte do lodo do fundo da lagoa, onde podem ser digeridos ou então acumular-se como massa orgânica não biodegradável.



O terceiro processo biológico importante é a digestão anaeróbia, que se desenvolve no fundo da lagoa, onde o oxigênio da fotossíntese não chega ou, se chega, é imediatamente consumido. O processo pode ser representado esquematicamente como:  $DQO \rightarrow CH_4 + CO_2$

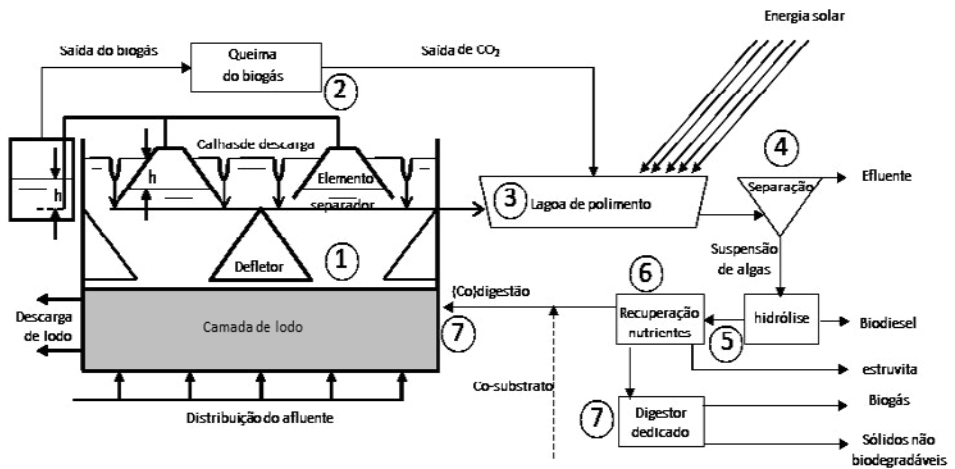
Observa-se que, rigorosamente, a digestão anaeróbia também não destrói o material orgânico; meramente o transforma em um gás (metano), que se desprende, havendo assim remoção física do material orgânico da fase líquida e, portanto, do efluente.

Em projetos de lagoas de estabilização é fundamental que a taxa média de fotossíntese não seja inferior à taxa média de oxidação; caso contrário a lagoa se torna anaeróbia sem possibilidade das algas se desenvolverem. Como a fotossíntese é um processo lento é necessário que a área da lagoa de estabilização seja grande para que a captação de energia solar seja suficiente e, assim, manter um ambiente aeróbio.

O estabelecimento de um ambiente aeróbio na lagoa é facilitado mediante um pré-tratamento anaeróbio (por exemplo, em um reator UASB), que remove material orgânico do afluente e diminui a demanda de oxigênio para a oxidação na lagoa. O pré-tratamento anaeróbio não somente diminui a taxa de oxidação, mas, ao mesmo tempo, aumenta a taxa de fotossíntese, porque o pré-tratamento anaeróbio reduz a turbidez e aumenta a transparência de esgoto. Como o pré-tratamento anaeróbio muda radicalmente o comportamento da lagoa, denominamos esta lagoa de lagoa de polimento.

No caso de lagoas de polimento, a concentração de material orgânico do esgoto digerido é baixa, mas é possível que se desenvolva uma concentração elevada de oxigênio, podendo haver, inclusive, supersaturação e desprendimento de oxigênio da fase líquida para a atmosfera. A produção de oxigênio é acompanhada de uma igual produção (em DQO) de massa de algas. Haverá, portanto, um aumento da concentração de material orgânico na lagoa de polimento, devido à presença de algas no seu efluente. Esta biomassa algal pode ser usada para diferentes finalidades, entre as quais a digestão anaeróbia é uma das possibilidades.

**Figura 47 Integração de Tratamento Anaeróbico de Esgotos com sistema de produção de biomassa de Microalgas visando seus múltiplos aproveitamentos.**



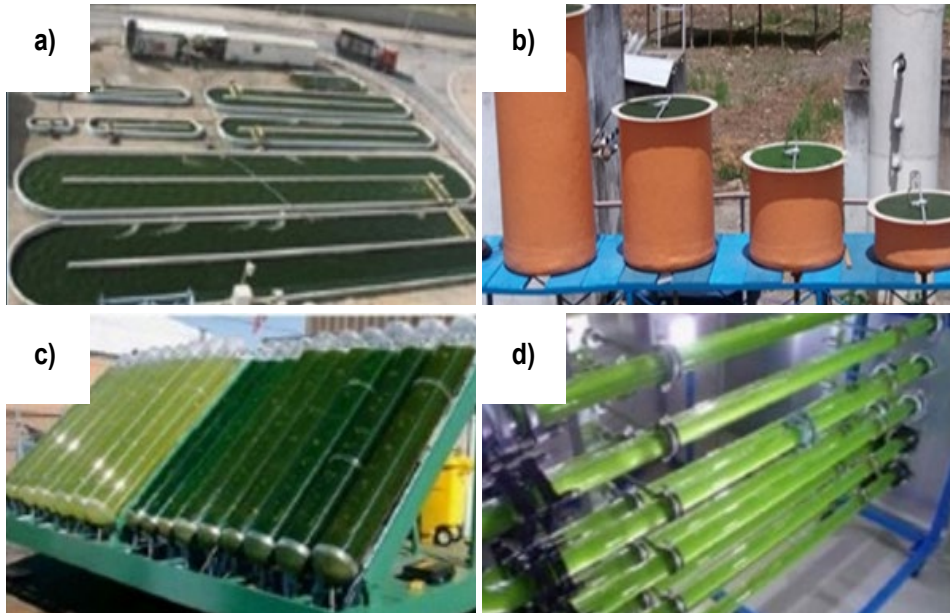
Fonte: Os Autores, 2025.

O cultivo de microalgas associado com sistemas de tratamento de águas residuárias pode ser realizado em sistemas fechados ou em sistemas abertos em relação à atmosfera. Os sistemas abertos para crescimento de microalgas podem ser de fluxo contínuo ou de bateladas sequenciais.

A Figura 48a mostra um exemplo de um sistema de fluxo contínuo (regime de “raceways”). A Figura 48b, mostra um sistema piloto operado em regime de bateladas sequenciais tendo as lagoas diferentes profundidades. Albuquerque et al. (2021) mostraram que, em princípio, as lagoas de polimento de bateladas sequenciais são preferíveis, porque a taxa de produção de algas é maior, de modo que a área pode ser menor. Todavia, a operação em regime de bateladas requer mais infraestrutura, notadamente para o controle dos processos.

Nos sistemas fechados predominam os Fotobiorreatores (FBR) com diferentes configurações, de acordo com sua geometria, tais como: tubulares verticais, tubulares helicoidais, placas planas e sacos plásticos, utilizados tanto em regime contínuo quanto em batelada. As Figura 48c e d ilustram estes sistemas de crescimento de microalgas.

**Figura 48 - Principais sistemas de crescimento de biomassa microalgácea.**



Nota: a. Sistema aberto - Lagoas de alta taxa (LAT); b. Lagoa de polimento de bateladas sequenciais; c Sistema fechado tubular vertical estático; d. Sistema tubular fechado horizontal. Fonte: Os Autores,2025.

Se a intenção é operar um sistema com aproveitamento integral dos constituintes indesejáveis de esgoto, pode-se usar o sistema que está representado esquematicamente na Figura 47. Neste sistema há aproveitamento do efluente como água de reuso, do biogás gerado como combustível para geração de energia e dos sólidos como adubo orgânico. O dióxido de carbono, que é gerado na queima de metano, pode ser aproveitado para geração de uma biomassa microalgácea, que por sua vez pode ser aproveitado para geração de mais energia ou como ração animal. Assim, o sistema se compõe dos seguintes elementos:

(1) Unidade de pré-tratamento anaeróbico. Nesta unidade, que geralmente será um reator UASB, haverá transformação de grande parte do material orgânico em biogás.



(2) Aproveitamento energético do biogás com a consequente transformação de metano em dióxido de carbono. A combustão do metano gerado libera energia na forma de calor, de energia ou de energia automotiva. Um subproduto na combustão é o dióxido de carbono, que pode ser dissolvido na lagoa de polimento através do processo de carbonatação. Esta carbonatação é importante porque introduz a matéria prima para a geração da biomassa microalgácea

(3) Lagoa de polimento para transformação de dióxido de carbono em biomassa microalgácea.

O processo de fotossíntese gera novo material orgânico que pode ser aproveitado de várias maneiras. É importante observar que sem a introdução de CO<sub>2</sub> na lagoa, a sua depleção leva a um aumento do pH, o que possibilita a remoção de nutrientes: nitrogênio amoniacal pela dessorção de NH<sub>3</sub> e fosfato por precipitação usando cátions que já estiverem na água residuária. Santos e van Haandel (2021) mostraram que o pH para remoção, essencialmente completa de nitrogênio, é 8,5 enquanto para a remoção de fósforo, um pH de 9,2 é necessário.

Uma maneira alternativa é a remoção pela incorporação dos nutrientes na biomassa gerada na lagoa de polimento. Ehimen et al. (2013) afirmam que a porcentagem de nitrogênio e de fósforo é de 10-15 e 1-2%, respectivamente, dependendo da natureza das algas e das condições operacionais. A viabilidade estequiométrica de remoção dos nutrientes por este mecanismo pode ser avaliada da seguinte maneira: em esgoto, a presença dos nutrientes está na faixa de 8 mgP/L e 65 mgN/L, respectivamente para uma DQO de 500 mg/L, ou seja, a proporção dos nutrientes N e P em esgoto é de aproximadamente 65/8 = 4 mgN/mgP. Por outro lado, na massa microalgácea, a porcentagem de N é 51-72 mgN/gSVS e 1-2 mgP/gSVS, para uma média de 61/1,5 = 40 mgN/mgP.

Portanto, há uma discrepância grande entre a demanda de nutrientes e a oferta no afluente: existe muito nitrogênio no esgoto para pouco fósforo. Isto pode ser resolvido quando se dosa a adição de CO<sub>2</sub> de tal maneira que o pH fica em torno de 8,5 para ter dessorção eficiente de amônia. Pode-se notar que somente uma pequena parte (em torno de 10%) do Nitrogênio pode ser recuperado, o restante pode ser removido pelo mecanismo de dessorção. De todo modo, o uso da combinação de pré-tratamento anaeróbico e lagoa de polimento



oferece a possibilidade de produzir um efluente com baixa concentração de nutrientes, o que não é possível em lagoas convencionais de estabilização

(4) Unidade de separação da biomassa do efluente final: A recuperação de biomassa de microalgas emprega métodos físicos (mecânicos), químicos e biológicos que podem ser utilizados isoladamente ou em combinações, dependendo do tipo de microalga, concentração, escala e custos. Em termos de eficiência, o processo de colheita deve ser eficaz para a maioria das cepas de microalgas e deve permitir a obtenção de um alto rendimento de biomassa. O principal desafio está no tamanho da célula de microalgas, especialmente aquela com tamanho pequeno ( $2\mu\text{m}$ ), onde a separação em grande escala é bastante difícil. Economicamente, cerca de 20 a 30% do custo total da produção de biomassa de microalgas está relacionado ao método de sua recuperação. O Quadro 6 resume os principais processos de recuperação e as relevantes vantagens e desvantagens.

#### **Quadro 6 Diferentes processos para separação da massa microalgaica da fase líquida e suas vantagens e desvantagens**

	Processo de Recuperação	Vantagens	Desvantagens
Físicos (Mecânicos)	Centrifugação	Processo rápido com elevada eficiência de recuperação	Elevados custos de investimento e operação
	Flotação	Baixo custo e requerimento de espaço	Geralmente requer associação com coagulação, floculação e sedimentação
	Filtração	Alta eficiência de recuperação. Recuperação de espécies mais sensíveis ao cisalhamento	Possibilidade de incrustações, entupimentos e perda de carga. Custos de troca de membranas e bombas
	Gravimetria	Simplicidade e baixo custo	Processo lento, deterioração da biomassa
	Eleto assistida	Aplicável à grande diversidade de microalgas	Metodologia ainda pouco disseminada
Químicos	Coagulação / Floculação	Simples e rápida. Amplamente utilizada	Ação dependente do pH do meio, pode gerar toxicidade
Biológicos	Auto Floculação	Método de baixo custo e permite a reciclagem de biomassa como inoculante pela ausência de toxicidade	Efeito dependente de espécies ou cepas de microalgas. Dificuldade de manutenção em consórcios de microalgas

Fonte: Os Autores, 2025.

O tipo de metodologia de recuperação de biomassa mais disseminado e estudado é a coagulação e floculação, sendo utilizado em diversas combinações. A floculação é um processo no qual as partículas de uma solução



se unem para formar aglomerados ou flocos, que aumentam a velocidade de sedimentação. Este processo é especialmente importante devido à sua dependência do pH do meio. Em um pH natural, as microalgas apresentam carga negativa em sua superfície devido à presença de grupos funcionais nas paredes das células de microalgas, como o grupo carboxila.

O processo de coagulação-floculação pode promover a agregação de microalgas pela adição de coagulantes (eletrólitos), que podem ser sais metálicos, polímeros naturais ou sintéticos ou por meio de ajuste de pH, proporcionando formação de flocos que facilita a sedimentação de biomassa. Segundo Cassini et al. (2017), esse processo depende criticamente dos valores de pH. Os coagulantes inorgânicos são muito eficazes para a colheita de microalgas, mas requerem uma alta dose de adição de coagulante e, portanto, contaminam a massa de algas com alumínio e ferro. Diferentemente dos sais de metais, os coagulantes orgânicos biodegradáveis não contaminam a biomassa recuperada e geralmente requerem baixas doses de aplicação, considerando uma ampla faixa de pH. Portanto, os coagulantes obtidos de polímeros naturais são melhores alternativas para a colheita de algas do que os coagulantes inorgânicos.

(5) Unidade de tratamento da biomassa visando o rompimento da membrana envolvendo as microalgas e conseqüente hidrólise do conteúdo das células. Pode-se afirmar que dentre as limitações impostas para a codigestão da biomassa em reatores UASB, a principal delas refere-se à alta resistividade celular para a liberação dos conteúdos celulares, devido, principalmente, à complexa constituição de sua parede celular. Esta é a maior barreira a efetiva utilização de microalgas em sistemas de grande escala visando a sua conversão em biogás. Devido à esta alta resistividade da parede celular, várias técnicas de ruptura celular, também denominadas de pré-tratamento da biomassa, tem sido proposto. Os principais tipos ou processos de pré-tratamento da biomassa de microalgas são os métodos mecânicos e métodos não mecânicos, explicitados a seguir.



### **Métodos Mecânicos:**

- Micro moagem: utilização de contas de vidro em frascos especiais com rotação ajustada para se conseguir a desintegração da parede por meios de contínuos choques mecânicos.
- Térmicos: exposição da biomassa a elevadas temperaturas (50 a 200oC) durante certos intervalos de tempo
- Ultrassom (“sonication”): exposição da biomassa a frequências de 20 kHz até vários giga-hertz, desestabilizando estruturas moleculares complexas.
- Micro-ondas: utilização de dispositivos que emitem ondas eletromagnéticas com frequência de 0,3 GHz até 300 GHz de frequência, geralmente com emissão de calor associado.

### **Métodos Não Mecânicos**

- Hidrólise Química: pode ser tanto ácida quanto alcalina. No caso de lodos de microalgas utiliza-se, geralmente, a hidrolise alcalina.
- Hidrólise Biológica: utilização de enzimas hidrolíticas para o processamento de quebra das moléculas constituintes da parede celular.

A eficácia de cada processo físico-químico dependerá da composição e estrutura da parede celular, que é extremamente variada considerando cada grupo de microalgas. Em geral, é difícil equiparar os resultados de diferentes estudos devido as diferenças das variáveis utilizadas em cada estudo. Cada Processo tem sido estudado isoladamente e representam aumentos significativos de eficiência de extração e conversão energética, embora sem viabilidade de sua utilização em larga escala.

O pré-tratamento biológico de microalgas é uma possível alternativa aos pré-tratamentos com alta demanda energética e, assim, com baixo custo, embora a aquisição de enzimas comerciais ainda apresente um elevado custo. Além disso, a não utilização de processamento enzimático da biomassa de



microalgas não leva à formação de compostos inibitórios no processo (BOHUTSKYI et al. 2015). A hidrólise da biomassa pode ser realizada com enzimas purificadas ou com microrganismos selecionados para produção dessas enzimas hidrolíticas produtores de enzimas que podem romper a parede celular da biomassa de microalgas recuperada e concentrada. As enzimas hidrolíticas são capazes de solubilizar a hemicelulose em açúcares redutores no meio reacional gerando, assim, um incremento na digestão anaeróbia. Os parâmetros operacionais importantes que governam os pré-tratamentos biológicos são concentração de microrganismos ou concentração das enzimas, temperatura, pH e tempo de desintegração (KAVITHA et al., 2017).

Recuperação dos nutrientes nitrogênio e fósforo. Se a remoção de nutrientes foi obtida pela incorporação na massa de algas, depois da hidrólise, grande parte dos nutrientes poderá estar dissolvidos como íons amônia e fosfato e podem ser separados da fase líquida pela formação de sais insolúveis como estruvita,  $\text{NH}_4\text{MgPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ . Para tanto é necessário que se ajuste o pH e adicione íon magnésio. A estruvita é um material branco que forma cristais mais pesados que água. Pode-se obter um reator de fluxo ascendente, no qual a massa de cristais serve como inóculo para a precipitação de mais estruvita.

Digestão anaeróbio da biomassa microalgácea pré-tratada no reator UASB de pré-tratamento de esgoto. Estudos da UFES, realizados por Gonçalves *et al.* (2020), avaliaram o desempenho de um reator UASB alimentado com uma mistura de águas residuárias urbanas e biomassa rica em microalgas. Na primeira fase da pesquisa, o UASB foi alimentado exclusivamente com águas residuárias. Na segunda fase, o UASB começou a ser alimentado com uma mistura de águas residuárias e biomassa microalgas recuperada. O UASB não apresentou diferenças significativas de desempenho na remoção de matéria orgânica e sólidos em suspensão nas duas fases da pesquisa. Nenhuma evidência de toxicidade foi detectada por excesso de nitrogênio amoniacal ou compostos de enxofre no desempenho do processo durante a codigestão de esgoto e massa de microalgas. O balanço de massa de DQO mostrou que a maior parte da biomassa de



microalgas não foi convertida em metano. Foi possível observar que uma parte da população de microalgas foi perdida com o efluente por lavagem e no lodo purgado, antes de sofrer lise celular na digestão anaeróbica. Assim, verificou-se que a eficiência da digestão de biomassa de algas é baixa e que a inserção de um tratamento hidrolítico preliminar é essencial, a fim de aumentar a biodisponibilidade da matéria orgânica intracelular da biomassa de microalgas para promover sua conversão em metano no UASB.

Conclui-se que o cultivo integrado de microalgas em lagoas de polimento com sistemas de tratamento anaeróbio de esgotos constitui uma abordagem inovativa que pode proporcionar uma nova dimensão para o tratamento anaeróbio convencional. As vantagens principais desta nova abordagem são: a) associação do tratamento com captura de CO<sub>2</sub>; b) obtenção de tratamento terciário do efluente final; c) aproveitamento energético da biomassa gerada com os efluentes secundários de tratamento anaeróbio; d) diminuição de custos para manutenção de estação de tratamento anaeróbio de esgotos urbanos.

Entretanto, deve-se ressaltar que estas vantagens destacadas dependem da estratégia adotada, da escala de tratamento, localização, entre outras características. Os principais gargalos neste sistema proposto não são os custos de estabelecimento dos sistemas de crescimento de biomassa microalgácea (fotobiorreatores), mas sim a separação da biomassa celular, o pré-tratamento da biomassa separada para aumentar sua digestibilidade e a viabilização de sua codigestão em reatores anaeróbios tratando esgoto urbano.

## **3.3. Quantidade de Biogás**

### **3.3.1 Potencial de produção de metano em sistemas de tratamento anaeróbio**

A produção de metano depende diretamente da carga orgânica aplicada e da eficiência da digestão anaeróbia. Estequiometricamente se calcula uma produção de  $\frac{1}{4}$  kg de CH<sub>4</sub> por kg de DQO digerido. Quando se admite



que cerca de 10% da DQO sejam transformados em lodo volátil, pode se calcular a produção de metano a partir da carga orgânica, desde que se saiba a eficiência de remoção do material orgânico. A eficiência da remoção depende de uma variedade de fatores: natureza do material orgânico, condições ambientais, condições operacionais, qualidade do reator. A massa diária de metano produzido pode ser expressa na equação 3.8:

$$M_{CH_4} = \frac{M_{Sta} - M_{Ste} - M_{Sxv}}{4} \quad (3.8)$$

Em que:

$M_{CH_4}$  = massa diária de metano produzido

$MS_{ta}$  = massa diária de DQO no afluente

$MS_{te}$  = massa diária de DQO no efluente

$MS_{xv}$  = massa diária de DQO transformada em lodo volátil

Como primeira estimativa da produção de metano no biogás pode-se considerar que todo o metano produzido se desprenda da fase líquida. Sabendo que o volume molar de um gás à pressão atmosférica é dado por  $22,4 \cdot (273+t)/273$  (T em oC) e que o mol de metano tem massa de 16g, calcule-se o volume de metano na equação 3.9:

$$V_{CH_4} = 22,4 * \frac{273 + t}{273} * \frac{M_{Sta} - M_{Ste} - M_{Sxv}}{64} \quad (3.9)$$

Em que:  $V_{CH_4}$  = primeira estimativa do volume de metano no biogás (l/d)

Todavia, a estimativa do volume de metano produzido é imperfeita, porque não leva em consideração que a produção de metano no biogás pode ser menor que a calculada, por duas razões: (1) uma parte do material orgânico pode ser oxidado por sulfato na água residuária, que então não é mais disponível para a digestão anaeróbia; (2) parte do metano permanece dissolvida na fase líquida. Para fazer uma estimativa mais precisa do volume do biogás e da



pressão parcial do metano e dos outros componentes no biogás, é necessário aplicar um cálculo iterativo, levando em consideração também as contribuições dos outros gases como se mostra no tópico 3 (Composição do Biogás).

Em sistemas anaeróbios o material orgânico é dividido em três frações: (1) material orgânico no efluente, (2) no lodo e (3) transformado em metano. Santos (2018) mostrou que os valores destas três frações dependem da composição do material orgânico no afluente e das condições operacionais, notadamente a idade de lodo e a temperatura, e apresentou as seguintes expressões:

$$\begin{aligned} f_s &= f_{ust} + f_{bst} \\ &= f_{us} * 351,037 * (35 - T) + 0,20 * 1,011 * (T - 35) \\ &\quad * \exp(-0,04(R_s - 3,8 * 1,06 * (35 - T))) \end{aligned} \quad (3.10)$$

$$\begin{aligned} f_x &= f_{up} * 351,015 * (35 - T) + 0,16224 * (35 - T) \\ &\quad * \exp(-0,04[R_s - 4,028 * (35 - T)]) \end{aligned} \quad (3.11)$$

$$f_d = 1 - f_s - f_x \quad (3.12)$$

Em que:

$f_s$  = fração da DQO no efluente

$f_x$  = fração da DQO lodo

$f_d$  = fração da DQO que é digerida

$f_{us}$  = fração da DQO afluente é não biodegradável e solúvel

$f_{up}$  = fração da DQO afluente é não biodegradável e particulada

T = temperatura (°C)

$R_s$  = idade de lodo anaeróbio (d)

Usando-se a Equação 3.8, plotou-se na Figura 49, a fração de material biodegradável no afluente que é transformada em metano. A fração mostra os seguintes aspectos importantes:

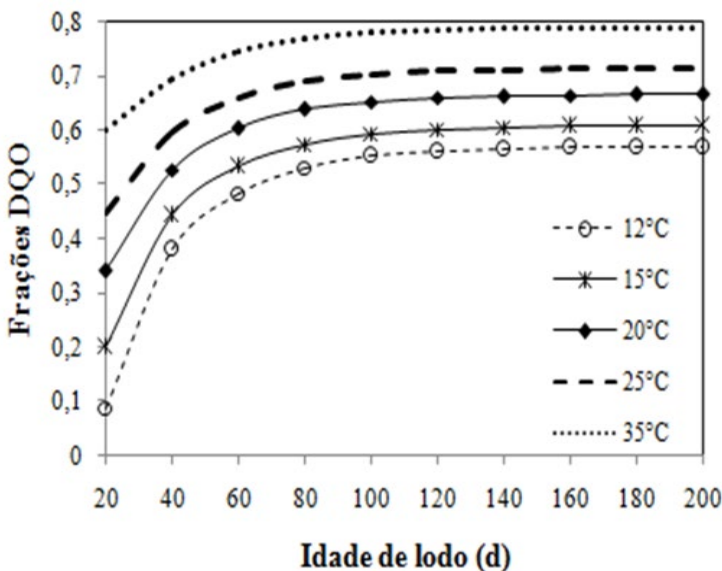


(1) Os valores se tornam praticamente constantes a uma idade do lodo acima de 100d, porque a eficiência da digestão está perto do seu máximo, para todas as temperaturas investigadas.

(2) A eficiência máxima da digestão depende da temperatura: a 35°C, a eficiência máxima de digestão é de cerca de 80%, enquanto a 12°C é ligeiramente superior a 50%. No Brasil, com temperaturas mínima de 16 °C e máxima de 30 °C, aproximadamente, pode-se esperar a fração de material orgânico digerida na faixa de  $f_d = 60$  a 70 %.

(3) Mesmo em condições favoráveis, isto é, com idade de lodo elevada e a alta temperatura, a produção de metano a partir do esgoto é pequena e seu uso é apenas viável economicamente para grandes sistemas, como por exemplo > 500.000 habitantes.

**Figura 49 Fração da DQO afluente convertida em função da idade de lodo anaeróbico para diferentes temperaturas (fus = 0,14 e fup = ,06).**



Fonte: Os Autores,2025.



### 3.2.2 Potencial de produção de metano em digestores de lodo aeróbio

O potencial de produção de metano a partir da digestão de lodo de excesso depende das frações de material não biodegradável no afluente, da idade de lodo e da temperatura. Van Haandel e Marais (1999) propuseram a seguinte expressão da fração de lodo ativo (massa bacteriana viva) em sistemas de lodo ativado na equação 3.13:

$$f_{av} = \frac{m_{Xa}}{m_{Xv}} = \frac{(1 - f_{us} - f_{up}) * C_r}{(1 - f_{us} - f_{up}) * (1 + f * bhRs) * C_r + \frac{f_{up}R_s}{f_{cv}}} \quad (3.13)$$

$f_{av}$  = fração de lodo ativo

$m_{Xa}$  = massa de lodo ativo por unidade de DQO aplicada

$m_{Xv}$  = massa de lodo volátil por unidade de DQO aplicada

$f_{us}$  = fração da DQO afluente é não biodegradável e solúvel

$f_{up}$  = fração da DQO afluente é não biodegradável e particulada

$f$  = fração endógena de lodo ativo

$f_{cv}$  = proporção entre DQO e lodo volátil

$Y$  = coeficiente de rendimento

$R_s$  = idade de lodo

$C_r = YR_s / (1 + b_h R_s)$

Van Haandel e van der Lubbe (2019) mostraram que na digestão de lodo a fração que pode ser decomposta é diferente para lodo ativo e para lodo inativo e pode ser expressa na equação 3.14 e 3.15:

$$Eda = 0,67t + 36 \quad e \quad Edn = 0,19t + 10 \quad (3.14 \text{ e } 3.15)$$

Em que:

$E_{da}$  = eficiência de transformação do lodo ativo em biogás (%)

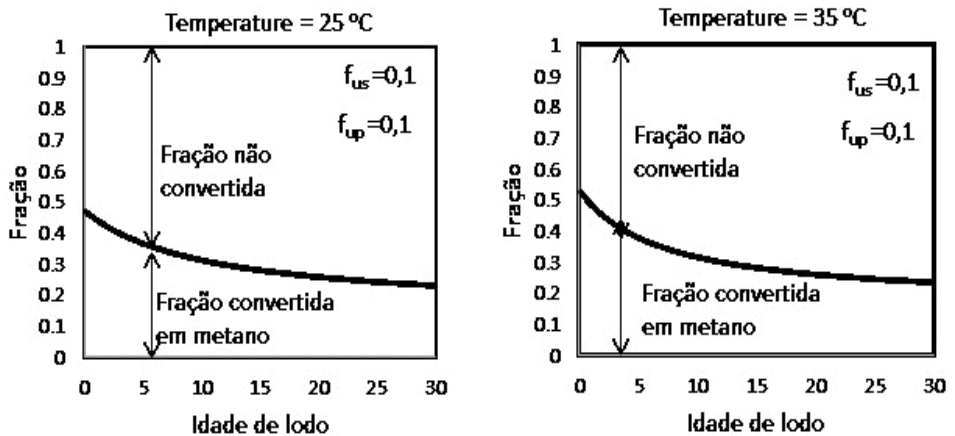
$E_{dn}$  = eficiência de transformação do lodo não ativo em biogás (%)

$t$  = temperatura em °C

Agora pode-se expressar a fração da DQO do afluente que é capaz de ser digerido no digestor de lodo na equação 3.16:

$$E = Edn * (1 - fav) + Eda * fav \quad (3.16)$$

**Figura 50 Fração da DQO no lodo de excesso que pode ser convertida em metano no digestor de lodo em função da idade de lodo para temperaturas de 25e 35 °C**



Fonte: Os Autores, 2024

A Figura 50 mostra a fração da DQO que pode ser digerida no digestor de lodo em função da idade de lodo para duas temperaturas: 25 oC, aproximadamente a temperatura de esgoto no Brasil e 35 oC, a temperatura ótima de digestão normalmente aplicada em digestores aquecidos. A fração de lodo ativo também está indicada.

Pode-se observar que em condições ótimas (idade de lodo curta e temperatura elevada) a fração da DQO do afluente que pode ser digerida é em torno de 40%. Para condições menos favoráveis - Idade de lodo longa e temperatura mais baixa, a fração que pode ser digerida não passa de 25% aproximadamente. Na realidade, quando um sistema de lodo ativado é operado a uma idade de lodo na faixa de 20 a 30 oC, muitas vezes a descarga de lodo de excesso para o processo de desidratação é direta, sem ser submetido a digestão anaeróbia.



Quando se usa o sistema aeróbio como pós-tratamento, após o tratamento anaeróbio de reator UASB, existe a possibilidade de utilizar o próprio reator anaeróbio também para a estabilização de lodo aeróbio de excesso. Todavia, neste caso é mister que se tome cuidado: como mostra a Figura 50, grande parte do lodo de excesso, na realidade, não é convertida em metano, mas permanece após a digestão com um sólido não biodegradável.

Silva Filho e Van Haandel (2014) mostraram que este resíduo não biodegradável tende a ser expulso do reator UASB e se acumula no reator aeróbio. O aumento da concentração de lodo na parte aeróbio eventualmente irá sobrecarregar o decantador final e o lodo vai aparecer no efluente.

Em princípio, há duas soluções para este problema: (1) projetar um decantador intermediário entre a parte anaeróbia e aeróbia para evitar que sólidos no efluente do UASB entrem no tanque de aeração ou (2) operar o sistema de lodo ativado a uma idade de lodo longa e descarregar o lodo de excesso aeróbio juntamente com o lodo de excesso anaeróbio, sem que se aplique a estabilização.

**Tabela 28 Tipos de pré-tratamento aplicados em escala de laboratório e escala real para aumentar a produção de metano em digestores de lodo**

Pré-tratamento	Processo	Escala aplicada	Referências
Térmico	Baixa Temperatura	Laboratório Piloto	Gavala et al. (2003); Ferrer et al. (2008); Lu et al. (2008); Borges e Chernicharo (2009)
	Alta Temperatura / Hidrólise	Laboratório Piloto Real	Kepp et al. (2000); Morgan-Sagastume et al. (2011); Oosterhuis et al. (2014); Xue et al. (2015); Barber (2016)
Físico/ Mecânico	Ultrassom	Laboratório Piloto Real	Hogan et al. (2004); Kalogo e Monteith (2008); Neis et al. (2008); Braguglia et al. (2011); Neumann et al. (2016)
	Microondas	Laboratório	Park et al. (2004); Hong et al. (2006); Eskicioglu et al. (2007); Toreci et al. (2009); Neumann et al. (2016)
	Desintegração eletrocinética (Pulsos elétricos)	Laboratório Real	Koplow et al. (2004); Choi et al. (2006); Rittmann et al. (2008); Salerno et al. (2009); Neumann et al. (2016)
	Homogeneização de alta pressão	Laboratório Piloto Real	Nah et al. (2000); Onyeche (2007); Wahidunnabi e Eskicioglu (2014)



Químico	Ácido/Álcalis	Laboratório	Kim et al. (2003); Devlin et al. (2011); Shao et al. (2012); Li et al. (2012)
	Ozonização	Laboratório Real	Weemaes et al. (2000); Sievers et al. (2004); Bougrier et al. (2007);
	Oxidação com Fenton	Laboratório Piloto	Erden e Filibeli (2011); Pilli et al. (2016); Zawieja e Brzeska (2019)
Biológico	Pré-digestão	Laboratório Piloto	Skiadas et al. (2005); Bolzonella et al. (2007); Riau et al. (2010); Ge et al. (2011)
	Hidrólise Enzimática	Laboratório Piloto	Yang et al. (2010); Luo et al. (2012); Yu et al. (2013); Xin et al. (2018)

Fonte: Os Autores, 2025.

Há vários métodos para aumentar a fração de lodo de excesso aeróbio que pode ser digerida, seja no digestor de lodo dedicado ou no reator UASB de pré-tratamento. A Tabela 28 indica os métodos de pré-tratamento que podem ser usados e os processos que são aplicados. Estes pré-tratamentos de lodo de excesso ainda se encontram no estágio de desenvolvimento e, no momento, ainda não há aplicações em escala real.

O lodo digerido é estável e pode ser desidratado em unidades mecânicas como centrífugas, filtros de esteira ou filtros de pressão, produzindo uma torta com aproximadamente 20% de sólidos. Dependendo do custo de transporte do lodo final pode-se aplicar, adicionalmente, tratamento térmico para aumentar o teor de sólidos para 50 a 90%

Infelizmente não é possível uma análise mais detalhada de todas estas possibilidades de aumentar a produção de metano e ao mesmo tempo diminuir a produção de lodo estabilizado. Nos processos em que a viabilidade técnica está bem estabelecida, a questão principal é a viabilidade econômica, ou seja, até que ponto a produção de mais biogás compensa a construção e operação de uma unidade de pré-tratamento do lodo de excesso. Esta questão depende não somente do valor adicional do metano gerado, mas também da dificuldade e custo de dar uma destinação final ao lodo de excesso após a digestão.



### 3.2.3 Pré-tratamentos biomassa microalgas

Dentre as limitações impostas para a codigestão da biomassa em reatores UASB, a principal delas refere-se à alta resistividade celular para a liberação dos conteúdos celulares devido, principalmente, à complexa constituição de sua parede celular. Esta é a maior barreira a efetiva utilização de microalgas em sistemas de grande escala visando a sua conversão em biogás. Devido a esta alta resistividade da parede celular, várias técnicas de ruptura celular, também denominadas de pré-tratamento da biomassa, tem sido proposta. Os principais tipos ou processos de pré-tratamento da biomassa de microalgas são:

#### Métodos Mecânicos

- Micro moagem: utilização de contas de vidro em frascos especiais com rotação ajustada para se conseguir a desintegração da parede por meios de contínuos choques mecânicos.
- Térmicos: exposição da biomassa a elevadas temperaturas (50 a 200oC) durante certos intervalos de tempo
- Ultrassom (“sonication”): exposição da biomassa a frequências de 20 kHz até vários giga-hertz, desestabilizando estruturas moleculares complexas.
- Microondas: utilização de dispositivos que emitem ondas eletromagnéticas com frequência de 0,3 GHz até 300 GHz de frequência geralmente com emissão de calor associado.

#### Métodos Não Mecânicos

- Hidrólise Química: pode ser tanto ácida quanto alcalina. No caso de lodos de microalgas utiliza-se, geralmente, a hidrólise alcalina.
- Hidrólise Biológica: utilização de enzimas hidrolíticas para o processamento de quebra das moléculas constituintes da parede celular.



A eficácia de cada processo físico-químico dependerá da composição e estrutura da parede celular, que é extremamente variada considerando cada grupo de microalgas. Em geral, é difícil equiparar os resultados de diferentes estudos devido as diferenças das variáveis utilizadas em cada estudo. Cada Processo tem sido estudado isoladamente e representando aumentos significativos de eficiência de extração e conversão energética, embora sem viabilidade de sua utilização em larga escala. Os tratamentos Físico-químicos apresentam um rendimento bem diversificado na geração de biogás/biometano, conforme ilustrado na Quadro 7 e Quadro 8.

Uma estratégia de pré-tratamento da biomassa de microalgas com crescente aceitação é, sem dúvida, as tecnologias combinadas de pré-tratamento. Neste sentido, resultados promissores têm sido alcançados, principalmente com combinações específicas, tais como hidrólise química alcalina e térmica, ultrassom e térmica. O objetivo principal é avaliar o balanço de energia do sistema de pré-tratamento proposto, visto que a sua viabilização em grande escala sempre dependerá da diminuição de custos operacionais.

Quadro 7 Comparação de alguns processos Físico-químicos de pré-tratamento de biomassa de microalga e respectivos incrementos na geração potencial de metano.

Processos (Pré-tratamentos PT)	Biomassa	BMP (N L CH <sub>4</sub> .g SV <sup>-1</sup> )		Δ(%)	Referência
		Biomassa referencial	Biomassa após PT		
TQ Ácido	Chlorella	0,139	0,228	65	Mendez <i>et al.</i> (2013)
TQ Alcalino	Chlorella	0,139	0,24	74	
Térmico (T)	Scenedesmus	0,081	0,128	58	Gonçalez <i>et al.</i> (2012)
	Biomassa Mista	0,17	0,27	61	Passos <i>et al.</i> 2013
	Biomassa Mista	0,103	0,155	50	Kinnunen <i>et al</i> 2014
Ultrassom (US)	Chlorella	0,22	0,418	90	Park <i>et al.</i> 2013
HPTH	Chlorella	0,156	0,256	64	Mendez <i>et al</i> 2013



Nota: TQ = processos termoquímicos; BMP = potencial de geração de biometano, PT = Pré-tratamentos HPTH= Processamento hidrolítico com elevada pressão/temperatura

Fonte: Os Autores,2025

### Quadro 8 Potencial Metanogênico observado da biomassa microalgácea associada com tratamento de águas residuárias

BIOMASSA	% pms			L CH <sub>4</sub> . g <sub>SV</sub> <sup>-1</sup>	Referência
	Lipídio	Carboidrato	Proteína		
Biomassa Consorciada	23	15	54	0,103	Kim <i>et al.</i> (2010)
Biomassa Consorciada	14	41	45	0,06	Passos <i>et al.</i> (2016)
Biomassa Consorciada	16	28	44	0,192	Oss <i>et al.</i> (2019)

Fonte: Os Autores,2025

## 3.2.4 Potencial de produção de metano a partir da massa de algas

Pode-se fazer uma estimativa do potencial de produção de metano da seguinte maneira:

A fração do material orgânico do afluente que é digerido no pré-tratamento anaeróbio pode ser estimado com auxílio da equação 3.12, sendo que a produção de metano é  $\frac{1}{4}$  kg CH<sub>4</sub> por kg DQO digerido. Como nas condições brasileiras há digestão de 60-70 % (vide secção 2.1) há um potencial de produção de metano de 0,65/4 kg CH<sub>4</sub> ou 0,64/(4\*16) = 0,01 kmol ou 10 kmol CH<sub>4</sub> por kg DQO aplicada.

Na geração deste metano há produção equimolar de CO<sub>2</sub>, ou seja, 10mol por kgDQO aplicada, que em grande parte permanece dissolvido. Além disso há produção de 10mol CO<sub>2</sub> a partir da combustão de 10mol de metano que pode ser dissolvido na lagoa de polimento. Portanto, há um potencial de 20mol CO<sub>2</sub> por kg de DQO aplicada. Na realidade, existe uma perda grande de dióxido de carbono devido à dessorção de CO<sub>2</sub> para a



atmosfera. Na lagoa de polimento há conversão do  $\text{CO}_2$  em biomassa pelo processo de fotossíntese, mas produção de algas não é, de acordo com equação 3.7a, uma vez que a respiração endógena consome uma parte do material orgânico gerado. Além do mais, uma parte das algas geradas não podem ser separadas e permanecem no efluente.

Se todo o material da biomassa for efetivamente hidrolisado e depois digerido há um potencial adicional de 20mol  $\text{CO}_2$  e 20mol de  $\text{CH}_4$  por kg de DQO aplicado, menos as perdas de fugas de gás e de respiração endógena, ou seja, na digestão de biomassa de algas poderia ter o dobro da produção de metano gerado a partir do material orgânico do afluente. Na realidade, a produção de metano é muito menos, porque grande parte da biomassa de algas não é digerido no reator, nem depois de pré-tratamentos, ao contrário, esta parte não digerível sai do reator UASB para a lagoa de polimento devido a sua baixa sedimentabilidade. Testes preliminares indicam que a porcentagem da massa de algas que efetivamente pode ser digerido é menos que 10% do valor teórico. Conclui-se que, na realidade, a eficiência dos pré-tratamentos para aumentar a biodegradabilidade da massa microalgácea tem de aumentar muito para que a produção de metano a partir de algas se torne uma realidade na prática.

### 3.4 Composição do Biogás

O biogás gerado no tratamento anaeróbio é uma mistura de vários componentes, sendo o metano o maior e mais valioso, mas sempre há, também, presença de dióxido de carbono, nitrogênio e água. O metano e o dióxido de carbono são criados a partir da decomposição do material orgânico presente na água. Os dois gases têm solubilidade limitada e se desprendem da fase líquida quando a concentração é maior que a concentração de saturação. Os dois gases são gerados em quantidade molar aproximadamente igual, mas como  $\text{CO}_2$  é mais solúvel que  $\text{CH}_4$ , no biogás há mais  $\text{CH}_4$  que  $\text{CO}_2$ . Há contribuições de nitrogênio e vapor de água que se originam da fase líquida.



Em águas residuárias com baixa concentração de material orgânico, como esgoto, as contribuições de nitrogênio e vapor de água podem ser significativas. Quando ocorre a presença de sulfato na água residuária, o tratamento anaeróbio resultará na presença de gás sulfídrico no biogás como produto da redução de sulfato pelo material orgânico. O gás sulfídrico, que geralmente tem uma concentração baixa, mas não deixa de ser importante porque causa problemas comuns em digestores anaeróbios, (1) tem um odor desagradável forte de ovo podre que pode se espalhar nas redondezas do sistema de tratamento (2) é um composto tóxico para as metanogênicas e (3) na combustão do biogás, parte do gás sulfídrico pode ser convertida em ácido sulfúrico que corrói metais. Se não for convertido em ácido sulfúrico entra na atmosfera como dióxido de enxofre, o que também não é desejável.

O biogás é uma mistura de vários gases e vapores que se desprendem da fase líquida nos digestores anaeróbios por causa da solubilidade limitada destes produtos em água. Para estimar a vazão do biogás é necessário que se saiba a produção destes gases e sua solubilidade em água. Para poder efetivar cálculos é necessário que se suponha primeiramente que exista um equilíbrio entre as fases gasosa (o biogás) e líquida (o efluente) e que a composição das fases seja uniforme. Quando existe o equilíbrio, a fase líquida está saturada com a fase gasosa. A solubilidade dos gases na fase líquida pode ser expressa com a lei de Henry, que diz que existe uma proporcionalidade entre a concentração de saturação e a concentração na fase gasosa na equação 3.17:

$$C_s = k_d * C_g \quad (3.17)$$

Em que:

$C_s$  = concentração de saturação do gás dissolvido (mg/L ou mmol/L)

$C_g$  = concentração do gás na fase gasosa (mg/L ou mmol/L)

$k_d$  = coeficiente de distribuição (adimensional).



O coeficiente de distribuição indica a solubilidade de um gás: quanto maior o coeficiente, maior a solubilidade. O valor do coeficiente de solubilidade tem sido determinado e tabelado para os compostos voláteis mais importantes. Na Tabela 29 observam-se valores do coeficiente de distribuição para diferentes temperaturas dos gases que são importantes no biogás. As concentrações podem ser expressas em qualquer unidade (g/L, mol/L etc.).

A Equação (1) também pode ser escrita noutra forma na equação 3.18:

$$C_s = k_h * P_p \quad (3.18)$$

Em que:

$k_h$  = constante de Henry

$P_p$  = pressão parcial do componente no biogás (em g/(m<sup>3</sup>Pa) ou g/J)

A relação entre o coeficiente de distribuição e a constante e Henry, conforme a equação 3.19:

$$k_h = \frac{k_d * P_m}{RT} \quad (3.19)$$

Em que:

$P_m$  = peso molar do gás

R = constante universal dos gases = 8,3 J/(kmol.°C)

T = temperatura em K

Para fazer uma estimativa da vazão do biogás gerado em sistemas de tratamento anaeróbio, primeiramente deve-se explicitar os gases que tenham uma contribuição significativa em termos do volume total. Na Tabela 29 pode-se observar os gases que normalmente estão presentes no biogás, ilustrado na Figura 51. Fora do metano, que sempre será o componente mais volumoso, se espera contribuições significativas de dióxido de carbono, de água e de nitrogênio. Em adição, há outros compostos que são pouco volumosos, mas cuja presença tem importância por causa de sua natureza: oxigênio e amônia.



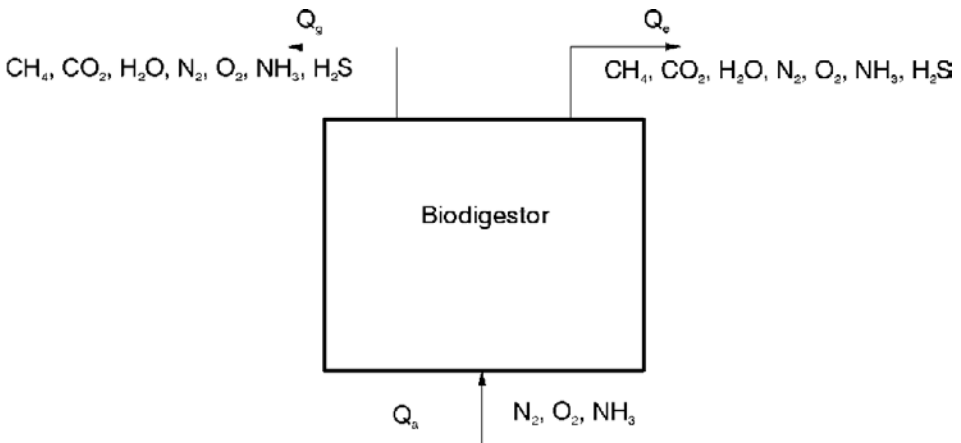
Quanto ao gás sulfídrico, este componente será pouco volumoso quando se trata de esgoto doméstico, mas no caso de se ter uma importante contribuição de águas residuárias industriais pode constituir um componente significativo. Os gases nitrogênio, oxigênio e amônio estão dissolvidos no afluente, enquanto metano, dióxido de carbono e gás sulfídrico são gerados no digestor.

**Tabela 29 Coeficiente de distribuição de vários componentes do biogás**

Gás	Fórmula	Peso molar (g/mol)	Temperatura (°C)		
			$k_{d20}$	$k_{d25}$	$k_{d30}$
Metano	CH <sub>4</sub>	16	0.034	0.032	0.031
Dióxido de carbono	CO <sub>2</sub>	44	0.94	0.83	0.74
Nitrogênio	N <sub>2</sub>	28	0.017	0.016	0.015
Gás sulfídrico	H <sub>2</sub> S	34	2.87	2.55	2.27

Fonte: Os Autores,2025.

**Figura 51 Representação esquemática do equilíbrio dos diferentes componentes de biogás entre as fases gasosa e líquida**



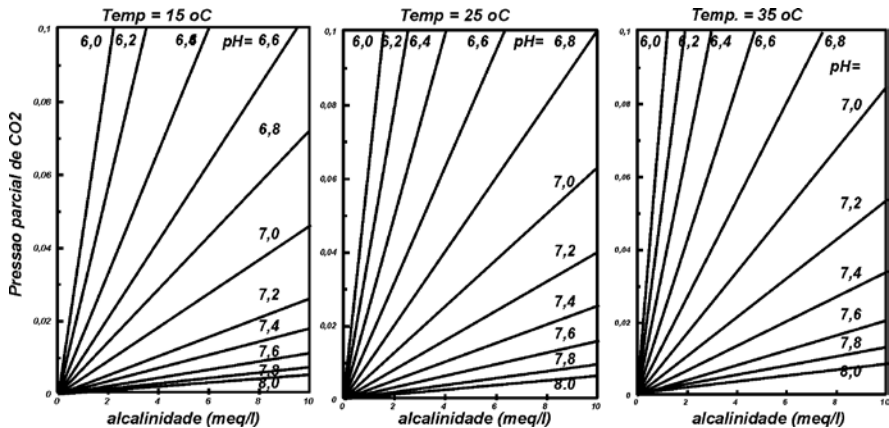
Fonte: Os Autores,2025



### 3.5 Dióxido de Carbono.

A presença de CO<sub>2</sub> no biogás se deve a sua produção na digestão anaeróbia do material orgânico do afluente, Figura 52. A produção de CO<sub>2</sub> em termos molares é equivalente à produção de metano (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994), mas sua presença na fase gasosa é muito menor por causa da maior solubilidade de CO<sub>2</sub>. A pressão parcial de CO<sub>2</sub> pode ser estimada a partir do equilíbrio do sistema carbônico: CO<sub>2</sub> + H<sub>2</sub>O → H<sup>+</sup> + HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>

**Figura 52 Pressão parcial de CO<sub>2</sub> em biogás em função da alcalinidade para diferentes valores do pH na fase líquida**



Fonte: Os Autores, 2025

Ou:

$$\frac{[HCO_3^-][H^+]}{[CO_2]} = k_1 \quad \text{ou} \quad \frac{[HCO_3^-][H^+]}{k_d[CO_2]g} = k_1$$

ou ainda:

$$pCO_2 = [HCO_3^-] * 10^{(pK_i - pK_h - pH)} \quad (3.20)$$

Em que:

$pX = -\log X$

$k_1$  = primeiro constante de dissociação do sistema carbônico =  $4,6 \cdot 10^{-7}$

$k_H$  = constante de Henry para CO<sub>2</sub> = 0,034 mol/L/atm a 25 °C; i.e.  $pK_H = 1,47$



Como na faixa de pH = 7 a alcalinidade é praticamente igual à concentração de bicarbonato pode se escrever também:

$$pCO_2 = Alc * 10^{(pK_i - pK_h - pH)} \quad (3.20a)$$

Na Figura 52 usou-se a 3.20.a para esboçar gráficos relacionados à pressão parcial de CO<sub>2</sub> em biogás à alcalinidade para diferentes valores da temperatura e do pH. Para esgoto, a alcalinidade tipicamente está na faixa de 4 a 8 meq/L. Para esta alcalinidade e para valores de pH na faixa neutra, a pressão parcial do CO<sub>2</sub> é muito pequena, o que se explica pelo fato que grande parte do sistema carbônico permanece dissolvido na fase líquida. Mesmo para uma temperatura alta (e pouca solubilidade do CO<sub>2</sub>) a pressão parcial não chega a 0,1 atmosfera. Conclui-se que a pressão parcial de dióxido de carbono será baixa: para uma alcalinidade de 350 ppm ou 7 meq/L e um pH = 7,0 se calcula uma pressão de somente 0,04 atm a 25oC.

A presença de CO<sub>2</sub> no biogás, em princípio, não é problemática. Em contraste, o CO<sub>2</sub> dissolvido, constitui um grave problema: devido à presença do CO<sub>2</sub>, a acidez do conteúdo do reator é alta e a água se torna agressiva, isto é, tende a dissolver o cálcio do concreto nas paredes. Por sua vez, isso tende a resultar em sérios problemas de corrosão de concreto. Por esta razão muitas vezes o concreto recebe uma camada de impermeabilizante, protegendo assim as paredes da ação corrosiva da fase líquida.

## 3.6 Vapor de Água

Por ser um vapor e não um gás em temperatura ambiental, a pressão parcial de H<sub>2</sub>O é constante para uma determinada temperatura e não depende da pressão da fase gasosa. A pressão do vapor de água vem diretamente do valor de saturação. Para 25oC a pressão de saturação de água é 23,7 mm de mercúrio (3,1 Pa), ou seja, para uma pressão de 760 mm ou 1,013 kPa, a pressão parcial será 0,031 kPa. A Tabela 30 dá alguns valores da pressão de saturação de água para diferentes temperaturas.



A presença de vapor de água no biogás pode causar problemas, principalmente fora do reator e quando a temperatura ambiental varia muito. Nos momentos de temperatura ambiental baixa pode haver condensação de água na tubulação do biogás, porque o biogás é gerado na fase líquida relativamente quente, mas ao sair do sistema de tratamento entra em contato com a temperatura ambiental mais baixa e o vapor d'água tenderá a se tornar supersaturado. Além de causar entupimentos, a água condensada pode causar problemas de corrosão, principalmente se no biogás há também presença do gás sulfídrico. Normalmente haverá no sistema de transporte de biogás um dispositivo de retenção de água de condensação, que pode ser o próprio selo hidráulico do reator UASB.

Tabela 30 Valores da pressão de saturação de vapor de água para diferentes temperaturas

Temperatura (°C)	Pressão de saturação		Temperatura (°C)	Pressão de saturação	
	mm Hg	Pressão parcial (-)		mm Hg	Pressão parcial (-)
0	4.6	0.006	20	17.5	0.023
5	6.5	0.009	25	23.7	0.031
10	9.2	0.012	30	31.7	0.042
15	12.8	0.017	35	41	0.054

Fonte: Os Autores, 2025.

### 3.7 Nitrogênio

Pode-se supor que a água residuária do afluente esteja saturada com nitrogênio do ar (que tem uma pressão parcial de 0,8 atm), tendo uma concentração de saturação de 14,8 mg/L a 25 0C (Tabela 30). Quando se faz a justificada suposição que não haja produção nem consumo de nitrogênio no reator, este fluxo de nitrogênio sairá do sistema parcialmente no biogás e parcialmente no efluente.

$$Q_a * C_a = Q_e * C_s + Q_g * C_g$$



Ou:

$$C_a = C_s \left( \frac{Q_g}{Q_a} \right) C_g \quad (3.21)$$

Portanto:

$$C_g = \frac{C_a}{k_d + \left( \frac{Q_g}{Q_a} \right)} \quad (3.22a)$$

e

$$C_g = \frac{k_d C_a}{1 + \left( \frac{Q_g}{Q_a} \right)} \quad (3.22b)$$

Para calcular a concentração de nitrogênio no efluente ou no biogás é necessário que se saiba a concentração do gás no afluente e que se estime a razão entre as vazões de água e de biogás.

## 3.8 Gás Sulfídrico

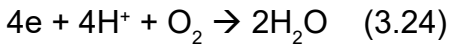
A redução de sulfato por bactérias redutoras de sulfato (RBS) é um processo microbiológico que se desenvolve em reatores anaeróbios e geralmente predomina sobre a metanogênese. O sulfeto gerado nos reatores anaeróbios se encontra fisicamente dividido em três componentes: (1) no biogás, (2) no efluente anaeróbio e (3) no gás que se desprende da superfície dos reatores anaeróbios ou outros pontos de fuga. Para evitar que se espalhem maus odores, devido ao desprendimento do gás na superfície, pode-se cobrir o reator anaeróbio e aplicar um vácuo parcial (subpressão de 1 a 2 cmca) e assim sugar o biogás que se desprenda juntamente com ar que se coleta. Esta mistura terá de ser tratada para remover o gás sulfídrico.

Em termos quantitativos a massa de gás sulfídrico no ar contaminado é pequena. Embora possa haver alguma produção de gás sulfídrico devido



à mineralização de proteínas, a maior parte virá da redução de sulfato pelo material orgânico, conforme a equação:  $8e + 8H^+ + SO_4^{2-} \rightarrow S^{2-} + 4H_2O$  (Eq.23).

Nesta meia equação, o sulfato age como um oxidante no catabolismo oxidativo, de maneira semelhante ao oxigênio em ambiente aeróbio:



Conclui-se que 1mol de sulfato (32 g S) tem a mesma capacidade de oxidação que 2moles de oxigênio (64 g), ou seja, 1g de enxofre na forma de sulfato é equivalente a 2g de oxigênio e pode, portanto, oxidar 2g de DQO, quando é reduzido a gás sulfídrico. Como 2gDQO têm o potencial de produzir  $\frac{1}{2}$  g CH<sub>4</sub>, se conclui que por mg de sulfeto formado deixa de ser produzido  $\frac{1}{2}$  mg de metano.

Geralmente a concentração de sulfato em águas residuárias municipais não supera a faixa de 10 a 20 mgS/L, de modo que se espera uma oxidação de 20 a 40 mg/L de DQO. No caso de esgoto doméstico, esta oxidação do material orgânico reduz marginalmente a produção de metano (por volta de 5%).

Para calcular a divisão do sulfeto sobre as fases gasosa e líquida tem que se considerar que o gás sulfídrico é um ácido fraco com constantes de dissociação de  $pK_1 = 7$  e  $pK_2 = 14$ . Com estes dados pode-se fazer um diagrama da composição de H<sub>2</sub>S, HS<sup>-</sup> e S<sup>=</sup> na fase líquida, como mostra a Figura 53

Pode-se calcular a concentração do gás sulfídrico (H<sub>2</sub>S sem as formas dissociadas HS<sup>-</sup> e S<sup>=</sup>) como:

$$C_s = \frac{N_{he}}{Q_e} = k_d C_g = k_d \left( \frac{N_g}{Q_g} \right)$$

Ou

$$\frac{N_g}{N_{he}} = \frac{\left( \frac{Q_g}{Q_e} \right)}{k_d} \quad (3.25)$$



Em que:

$N_{he}$ ,  $N_g$  = fluxo ou número diário de moles de  $H_2S$  no efluente e no biogás

$Q_e$ ,  $Q_g$  = vazão do efluente e do biogás

$k_d$  = constante de distribuição

Na Figura 53 se plotou a divisão das espécies de sulfeto em função da proporção entre vazão de biogás e vazão do afluente para diferentes valores do pH. Pode-se notar que a fração de sulfeto que está no biogás depende fortemente da razão entre vazão do biogás e vazão do afluente. Para águas residuárias de baixa carga orgânica, como esgoto ( $Q_g/Q_l \approx 0,1$ ), quase todo sulfeto permanece dissolvido, mas em águas residuárias fortes ( $Q_g/Q_l \approx 10$ ) grande parte do sulfeto migra para a fase gasosa. As curvas foram calculadas usando as seguintes equações:

$$\frac{N_{be}}{N_{he}} = 10(\text{pH} - \text{pK1})$$

$$\frac{N_g}{N_{he}} = \frac{\left(\frac{Q_g}{Q_e}\right)}{k_d}$$

$$N_t = N_g + N_{he} + N_{be} = N_g + N_{he}(1 + 10(\text{pH} - \text{pK1}))$$

$$= N_{he} \left[ \frac{Q_g}{k_d} + 1 + 10(\text{pH} - \text{pK1}) \right]$$

$$N_{he} \left[ \frac{Q_g}{k_d} + 1 + 10(\text{pH} - \text{pK1}) \right]$$

$$\frac{N_{he}}{N_t} = \frac{1}{\left[ \frac{Q_g}{k_d} + 1 + 10(\text{pH} - \text{pK1}) \right]}$$



$$= \frac{N_g}{N_t} = \frac{Q_g}{k_d Q_e}$$

$$\left[ \frac{Q_g}{Q_e} + 1 + 10(\text{pH} - \text{pK}_1) \right]$$

$$\frac{N_{be}}{N_t} = 1 - \left( \frac{N_g}{N_t} \right) - \left( \frac{N_{he}}{N_t} \right)$$

$$N_e/N_t = (N_{be} + N_{he})/N_t = \left( 1 + \frac{10(\text{pH} - \text{pK}_1)}{\left[ \frac{Q_g}{Q_e} + 1 + 10(\text{pH} - \text{pK}_1) \right]} \right)$$

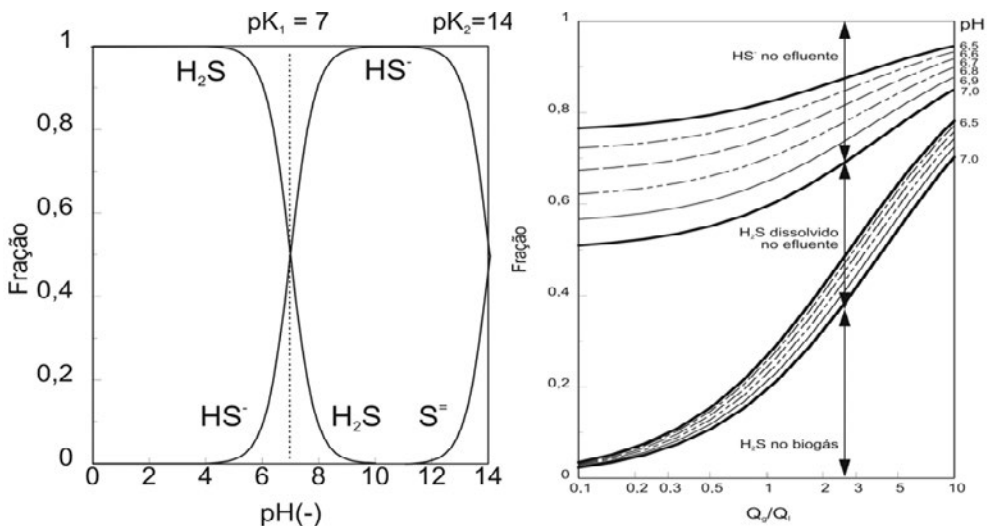
Em que:

$N_{he}$ ,  $N_g$  = fluxo ou número diário de moles de  $\text{H}_2\text{S}$  no efluente e no biogás

$Q_e$ ,  $Q_g$  = vazão do efluente e do biogás

$k_d$  = constante de distribuição

**Figura 53 Diagrama mostrando a divisão de espécies de sulfeto na fase líquida em função do pH e as espécies de sulfeto ( $\text{H}_2\text{S}$  e  $\text{HS}^-$  no efluente e  $\text{H}_2\text{S}$  no biogás) em função da razão  $Q_g/Q_l$**



Fonte: Os Autores, 2025.



### 3.9 Cálculo iterativo da produção e composição de biogás

Nas secções anteriores foram feitas estimativas da pressão parcial dos diferentes componentes do biogás. Nestes cálculos preliminares há duas falhas: (1) se admitiu tacitamente a fração de metano no biogás fosse muito alta ( $p_{CH_4} \approx 1$ ) e (2) se supôs que formação de sulfeto não repercutisse significativamente sobre o potencial de produção de metano. Nesta secção se desenvolve um procedimento iterativo de cálculo que corrige estas falhas e leva em consideração que a fração de metano no biogás é variável e que a presença de sulfato reduz a produção de metano.

Esse aperfeiçoamento da estimativa de produção e composição de biogás requer cálculos iterativos conforme o procedimento a seguir.

(a) A produção de metano agora é estimada diminuindo-se a disponibilidade de material orgânico para digestão anaeróbia em 2 mgDQO/mgS de sulfato. Por exemplo, para uma concentração de 100 mg/L e  $20 \cdot 120/1000 = 2,4$  gS/hab/d, a massa de metano produzido é:

$$\begin{aligned} MCH_4 &= \frac{MSt_a - MSt_e - MS_{xv} - 2MSSO_4}{4} = (100 - 20 - 10 - 2,4) \\ &= \frac{67,6}{4} = 16,9. \end{aligned}$$

(b) Parte do metano produzido permanece dissolvida e não faz parte do biogás. Esta parte pode ser calculada. O volume de um mol de um gás puro a 25 °C e pressão de 1 Bar é  $22,4 \cdot (273+25)/273 = 24,5$  L/mol. Portanto, a concentração de metano puro a pressão atmosférica a 25 °C é  $1/24,4$  mol/L ou  $16/24,4 = 0,66$  gCH<sub>4</sub>/L. Se há outros componentes como no biogás a concentração é:

$$C_g = 0,66p_{CH_4} \text{ g/L}$$



Para estimar a concentração de metano dissolvido usa-se a lei de Henry:

$$C_s = k_d C_g = 0,66 k_d p_{CH_4}$$

O cálculo iterativo da composição do biogás é bem mais explicado por um exemplo como o 1.

### Exemplo 1

Estimar a vazão per capita e a composição de biogás num reator UASB tratando esgoto, tendo-se as seguintes condições:

Características do esgoto		Características do tratamento	
DQO per capita	100 g/d	DQO no efluente	20 %
Contribuição per capita	120 L/d	DQO no lodo de excesso	10 %
Concentração de sulfato	20 mgS/L	Temperatura	25 °C
Alcalinidade	7 meq/L		
pH	7.0		

Fonte: Os Autores,2025.

### Solução

Na primeira estimativa de produção de metano se considera que todo o material orgânico que não sai no efluente ou no lodo de excesso se transforme em metano. Tendo que no efluente e no lodo de excesso há 10% da carga, então 70 % se transformam em metano sendo:

$$M_{CH_4} = M_{St} a \frac{1 - 0,2 - 0,1}{4} = 0,7 * \frac{100}{4} = 17,5 g_{CH_4}/hab/d \text{ ou } 17,5/15 = 1,09 \text{ mol}/hab/d$$

Sabendo que 1mol de um gás a 0°C e pressão unitária tem um volume de 22,4  $V_{CH_4} = 22,4 * (273+T)/273 * 17,5/16 = 28,6 \text{ L}/hab/d$ .



A solução envolve um cálculo iterativo que se resume como se segue:

(1) Determinar a produção de metano no biogás descontando o material oxidado pelo sulfato e metano dissolvido no efluente:

(a) O material orgânico oxidado pelo sulfato: supõe-se que todo sulfato seja reduzido e que haja um consumo de 2 mg/L de DQO per mg/L de S de sulfato reduzido. Portanto, na Tabela do exemplo acima, a diminuição da disponibilidade de DQO é 40 mg/L ou  $120 \cdot 40 = 4,8$  gDQO/hab/d ou ainda  $1,2$  gCH<sub>4</sub>/hab/d

A massa de metano que permanece dissolvido em 120 L de efluente é

$$Q_i C_s = 2,4 p_{CH_4}$$

Portanto, a massa de metano no biogás se calcula como:

$$MCH_{4g} = MS_d = (M_{sta} - MS_{eff} - MS_{xv} - MS_{oxi} - MS_{dis})/4 = ((1 - 0,2 - 0,1)100 - 4,8)/4 - 2,4 p_{CH_4}$$

Assim, calcula-se o volume de biogás na primeira iteração como:

$$V_g = 22,4 \cdot (298/293) MCH_4 / 16 / p_{CH_4} = 21,24 \text{ L para } p_{CH_4} \text{ na iteração anterior}$$

(2) Faça uma estimativa da razão  $Q_g/Q_i$

Para uma produção de biogás na primeira iteração se calcula uma razão  $Q_g/Q_i = 21,24/120 = 0,1770$  L/L.

(3) Determinar a pressão parcial de CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O, N<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>S e faça uma estimativa melhor da pressão parcial de metano

Na primeira iteração calcula-se:



Para  $p_{\text{CO}_2}$  se calcula  $p_{\text{CO}_2} = \text{Alc.} \cdot 10^{(\text{pk}_1 + \text{pkH} - \text{pH})} = 0,007 \cdot 10^{(6,33+1,47-7,0)} = 0,04$

Para  $p_{\text{H}_2\text{O}}$  na Tabela 31:  $p_{\text{H}_2\text{O}} = 0,031$

Para  $p_{\text{N}_2}$  com Eq (XX.22b):  $C_g = C_a / (k_d + (Q_g/Q_a)) = 14,8/28 / (0,017+0,20) = 2,4 \text{ mmol}$  e a pressão parcial é  $2,4/41 = 0,0668$ .

Para  $p_{\text{H}_2\text{S}}$ : para um  $\text{pH} = 7,0$  e  $Q_g/Q_a = 0,2$  lê-se na Figura XX.16 que 52% do sulfeto produzido permanece no biogás. Para a produção de  $20 \cdot 120 = 4,8 \text{ g/hab/d}$  ou  $0,15 \text{ molS/hab/d}$  e um volume de  $0,177 \cdot 120 = 24 \text{ l}$  biogás calcula-se uma concentração de  $0,006 \text{ mol/L}$  ou uma pressão parcial de  $0,006/41 = 0,00017$ .

Portanto, uma melhor estimativa da pressão parcial de metano é:

$$p_{\text{CH}_4} = 1 - p_{\text{CO}_2} - p_{\text{H}_2\text{O}} - p_{\text{N}_2} - p_{\text{H}_2\text{S}} = 1 - 0,04 - 0,03 - 0,07 - 0,00017 = 0,863$$

Com esta pressão parcial do metano inicia-se a segunda iteração, como indica a Tabela 31

(4) Nova estimativa da proporção de vazão de biogás/vazão de esgoto

Com a nova estimativa do volume e da pressão parcial de metano calcula-se o volume do biogás e a proporção biogás/esgoto,  $Q_g/Q_a$ .

$$Q_g = V'_{\text{CH}_4} / p_{\text{CH}_4} = 22,24 / 0,863 = 25,9 \text{ L/hab/d} \text{ e } Q_g/Q_a = 25,9/120 = 0,210 \text{ L/L}$$

(5) Nova estimativa da pressão parcial de  $\text{N}_2$  e  $\text{H}_2\text{S}$

Sabendo que a pressão parcial de  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2\text{O}$  não é afetada pela digestão anaeróbia, calcula-se a nova estimativa da pressão de nitrogênio e gás sulfídrico:

$$p_{\text{N}_2} = C_a / (k_d + (Q_g/Q_a)) / 28 / 41 = 0,0571$$

A nova estimativa da pressão parcial de  $\text{H}_2\text{S}$  é feita com o novo valor de  $Q_g = 25,9$ :  $p_{\text{H}_2\text{S}} = 0,15/25,9/41 = 0,00015$



(6) Comparar a composição e vazão recalculadas do biogás com os valores da iteração anterior

Na Tabela 31 há valores das variáveis para 6 iterações, calculadas com uma planilha de excell. Comparando os dados da segunda iteração com os da primeira observa-se diferenças de todas as variáveis e por isso é necessário repetir os cálculos com mais uma iteração. Pode-se notar que na sexta iteração os valores são iguais aos valores da quinta (quatro algarismos decimais) e por isso estes valores (em negrito) podem ser aceitos como a melhor estimativa da composição e do volume do biogás sob as condições especificadas.

**Tabela 31 Cálculo iterativo para estabelecer o volume e composição de biogás no caso de se 20 mgS/L de sulfato no afluente**

Iteração	pCH <sub>4</sub> (Bar)	MCH <sub>4dis</sub> g/hab/d	MCH <sub>4b</sub> g/hab/d	Qg L	Q <sub>g</sub> /Q <sub>i</sub> L/L	P <sub>N2</sub> (Bar)	P <sub>H2S</sub> (Bar)
0	1	2.4	13.9	21.2421	0.1770	0.0668	0.00017
1	0.8630	2.0713	14.2287	25.1952	0.2100	0.0571	0.00015
2	0.8728	2.0947	14.2053	24.8723	0.2073	0.0577	0.00015
3	0.8721	2.0931	14.2069	24.8949	0.2075	0.0577	0.00015
4	0.8722	2.0932	14.2068	24.8933	0.2074	0.0577	0.00015
<b>5</b>	<b>0.8722</b>	<b>2.0932</b>	<b>14.2068</b>	<b>24.8934</b>	<b>0.2074</b>	<b>0.0577</b>	<b>0.00015</b>
6	0.8722	2.0932	14.2068	24.8934	0.2074	0.0577	0.00015

Nota: (QI = 120 l/hab/d, temp = 25 oC, MShab = 100 gDQO/hab/d, MSd 70 g/hab/d, pCO<sub>2</sub> = 0,04, pH<sub>2</sub>O = 0,03. Fonte: Os Autores, 2025.

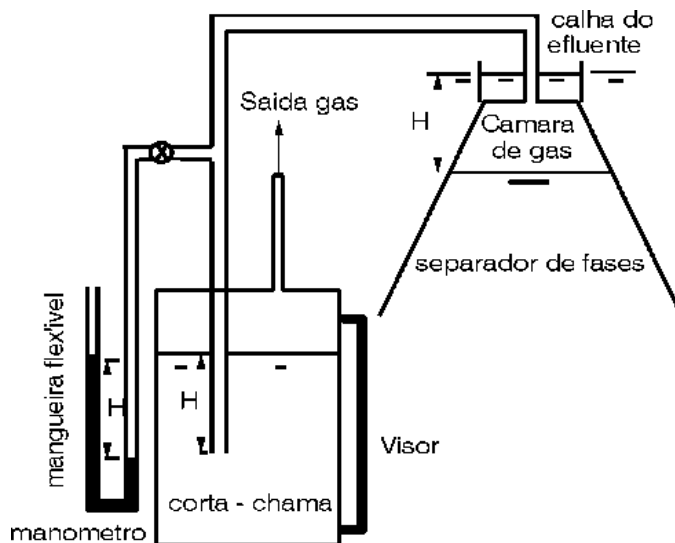
## 3.10 Coleta de Biogás

O biogás gerado no UASB tem uma pressão de aproximadamente 0,5 a 1 mca, o que é normalmente suficiente para uso direto em geradores de energia. O sistema de coleta nos diferentes elementos de separador de fases se compõe de uma rede de tubulações de PVC rígido com diâmetro muito maior que o necessário para o transporte de biogás, mas se torna necessário para evitar bloqueios devido ao desprendimento ocasional de partículas sólidas que se introduzem no sistema de coleta. Por essa razão é importante que a extremidade da tubulação se situe distante da interface

gás-líquido na câmara de gás. De toda maneira, convém prever facilidade na limpeza ocasional da tubulação.

A pressão do biogás geralmente se deve à aplicação de um selo hidráulico que permite manipular a pressão do biogás na câmara de gás, nos elementos separadores, mediante a coluna de água, como indica a Figura 54: a altura da coluna de água  $H$  acima do ponto de liberação do biogás no selo hidráulico, automaticamente confere ao biogás na câmara de biogás a mesma pressão e define a diferença de nível entre o nível da interface gás-líquido nos elementos separadores e o da superfície livre do reator UASB. A pressão do biogás pode ser lida no manômetro que pode ter a forma de uma mangueira flexível. O selo hidráulico também pode ser usado para reter água de condensação que se acumula se a temperatura do UASB é mais alta do que a temperatura ambiental (e da água no selo hidráulico). A água de condensação drena automaticamente ao fazer um sifão no nível da pressão desejada. A Figura 55 mostra um corta chama.

**Figura 54** Representação esquemática da retirada de gás do reator UASB com corta-chama



Fonte: Os Autores, 2025.

**Figura 55 Corta chama já construído com visor e manômetro**

Fonte: Os Autores, 2025

No caso de esgoto doméstico, o biogás normalmente é queimado em um flare, que pode ser uma unidade simples como mostra a Figura 56. Este flare opera para queimar o biogás gerado em um sistema para 70.000 habitantes.

**Figura 56 Flare do reator UASB de Matão (SP)**

Fonte: Os Autores, 2025.



Pode-se concluir que é uma unidade pequena de baixo custo. Se o objetivo do uso de biogás é a produção de energia, é recomendável que se instale uma unidade de armazenamento do biogás para acomodar as variações diárias da taxa de produção. O volume desta unidade deve ser no mínimo tal que se possa acomodar a produção de gás de uma hora.

Tradicionalmente, o biogás é armazenado em um gasômetro que pode ser construído em poliéster reforçado com fibra de vidro ou aço, coberto com material que resista a corrosão. Convém que o domo do gasômetro tenha um peso tal que a pressão desejada se estabeleça automaticamente.

Modernamente usa-se mais semiesferas de material plástico inflável, cuja construção é mais barata. A Figura 57 mostra a unidade de armazenamento de biogás na planta de Tegucigalpa-Honduras para 250.000 habitantes.

**Figura 57** Balão de armazenamento do UASB



Fonte: Tegucigalpa (Honduras)



## 3.11 Geração de Energia a partir do Biogás

Idealmente, todo o biogás gerado deve ser utilizado nos geradores, mas será difícil operar continuamente os geradores e usar exatamente a quantidade de biogás que se produz. Portanto é realista prever que a taxa média de produção será maior que o consumo médio dos geradores. Neste caso há necessidade de se ter um flare para queimar a produção excedente. Esta unidade deve ter um dispositivo para ascender automaticamente o fluxo de biogás toda vez que se dê uma descarga. O flare pode ser feito em alvenaria ou aço inoxidável. Sua capacidade de queima deve ser suficiente para queimar todo o biogás quando não se gera energia .

A geração de energia a partir do biogás produzido na planta de tratamento se torna particularmente atrativa porque o custo de geração será baixo. Normalmente o custo principal de geração é o custo financeiro, isto é, o custo de aquisição do gerador. Os custos operacionais são muito menores, principalmente porque, em princípio, o combustível é grátis. A produção de energia se torna particularmente interessante quando há um uso direto no sistema de tratamento, por exemplo, para acionar bombas de recalque ou aeradores do pós-tratamento.

O potencial de produção de energia é diretamente proporcional com a produção de metano, que por sua vez depende da carga orgânica e da eficiência da digestão anaeróbia. Para calcular o potencial de geração de energia utiliza-se a calor de combustão inferior, que representa a energia de combustão quando se considera que a água formada na oxidação não será condensada e que, portanto, a energia de condensação será perdida. O valor do calor de combustão inferior de metano é de 50 MJ/kgCH<sub>4</sub> ou  $50.000/3600 = 13,9$  kWh/kgCH<sub>4</sub>. Todavia, somente uma parte da energia de combustão do metano será efetivamente convertida em energia. O tipo de gerador mais usado para geração de energia tem um motor de ciclo Otto, onde se injeta diretamente o biogás e ar para fornecer o oxigênio de combustão. Unidades



modernas têm uma eficiência de conversão de energia de 35 (unidades pequenas) a 40 % (unidades com potência >1 MW). Para esta faixa de eficiência a produção de energia é 4,9 a 5.6 KWh por kg CH<sub>4</sub>.

Pode-se fazer uma estimativa do potencial de energia a partir do tratamento anaeróbio do material orgânica em esgoto. A Figura 11 mostra que o potencial de digestão anaeróbio é de 60 a 70% para temperaturas de 20 a 25 °C, no caso de tratamento anaeróbio direto de esgoto, enquanto a Figura 12 mostra que no caso de digestão de lodo de excesso de sistemas aeróbios o potencial não é mais que 25 a 30% para a mesma faixa de temperatura. Sabendo que a produção diária de material orgânico no esgoto é em torno de 100 gDQO/d por habitante e que na digestão a liberação de metano é ¼ da massa de DQO digerido, calcula-se para uma população de pouco mais de  $200 \cdot 10^6$  habitantes um potencial de produção de metano de  $0,65 \cdot 0,1 \text{ kgDQO/hab/d} \cdot 20 \cdot 10^6 \text{ hab} / (4 \text{ kgCH}_4/\text{kgDQ}) = 0,32 \cdot 10^6 \text{ kgCH}_4/\text{d}$ , se todo o esgoto fosse tratado anaerobiamente e de  $0,11 \cdot 10^6 \text{ kgCH}_4/\text{d}$  a partir de digestão de lodo, no caso de todo o esgoto ser tratado aerobiamente. Como um gerador pode gerar em torno de 5 kWh por kg de metano, o potencial de produção de energia é  $1,6 \cdot 10^6 \text{ kWh/d}$  ou  $67 \cdot 10^3 \text{ kWh/h}$  ou ainda uma potência de 67 MW. No caso de digestão de lodo de excesso aeróbio a potência seria de 23 MW.

Embora este potencial de produção de energia seja grande em termos absolutos, é insignificante quando comparado com o consumo de energia elétrica no Brasil que é em torno de 100 GW. Na prática, mesmo se o tratamento de esgoto fosse implementado, o potencial real de produção de energia seria ainda bem menor, porque a conversão de metano em energia não teria viabilidade econômica em grande parte dos sistemas de tratamento. A potência já instalada de energia eólica e de energia solar em 2022 no Brasil é bem maior, com 22 e 16 GW respectivamente.



## 3.12 Conclusões

Metano pode ser produzido no tratamento de esgoto por dois sistemas diferentes: (a) a digestão anaeróbia direta do material orgânico do afluente em sistemas anaeróbios de tratamento e (b) a digestão anaeróbia de lodo de excesso gerado em sistemas aeróbios de tratamento. Uma terceira via é a digestão anaeróbia da massa algácea gerado em lagoas de polimento, mas esta produção de metano é muito pequena e requer, ainda, pesquisa e desenvolvimento para se tornar significativa.

Nas condições prevalentes no Brasil, cerca de 65% do material orgânico de esgoto pode ser transformado em metano na região central, com uma porcentagem ligeiramente maior no verão do norte e um pouco menor durante o inverno do sul.

Existem trabalhos promissores de pesquisa e desenvolvimento para aumentar a produção de metano, a partir de digestão de lodo aeróbio e de algas através de processos térmicos, mecânicos, químicos e biológicos, mas estes processos ainda não encontraram aplicação em escala real.

Se todo o esgoto gerado no Brasil fosse tratado, o potencial de geração de energia elétrica seria de 67 MW em sistemas anaeróbios de tratamento e 23 MW em sistemas aeróbios de tratamento.

A composição do biogás gerado em sistemas de tratamento pode ser estimada com auxílio da lei de Henry. Em sistemas de tratamento anaeróbio predomina o metano, em torno de 90% do total e pequenas contribuições de dióxido de carbono, nitrogênio e água, tendo cada um menos que 5%. Diferentemente no biogás gerado em digestores de lodo aeróbio, a composição é de aproximadamente 50% de metano e dióxido de carbono.



### 3.13 Referências

ALBUQUERQUE, M. S.; SANTOS, S. L.; VAN HAANDEL, A. Influência do regime hidrodinâmico sobre o desempenho de lagoas de polimento. **Revista DAE: Edição especial**, São Paulo, n. 229, março 2021.

BARBER W. P. F. Thermal hydrolysis for sewage treatment: A critical review. **Water Research**, v. 104, p. 53–71, 2016.

BOLZONELLA, D.; BATTISTONI, P.; SUSINI, C.; CECCHI, F. Anaerobic codigestion of waste activated sludge and OFMSW: the experiences of Viareggio and Treviso plants (Italy). **Water Science and Technology**, v. 53, n. 8, p. 203-211, 2006.

BORGES, E. S. M.; CHERNICHARO, C. A. L. Effect of thermal treatment of anaerobic sludge on the bioavailability and biodegradability characteristics of the organic fraction. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 26, n. 3, p. 469-480, 2009.

BOUGRIER, C.; BATTIMELLI, A.; DELGENES, J. P.; CARRERE, H. Combined ozone pretreatment and anaerobic digestion for the reduction of biological sludge production in wastewater treatment. **Ozone: Science and Engineering**, v. 29, n. 3, p. 201-206, 2007.

BRAGUGLIA, C. M.; GIANICO, A.; MININNI, G. Laboratory-scale ultrasound pre-treated digestion of sludge: Heat and energy balance. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 16, p. 7567–7573, 2011.

CASSINI, S. T. **Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás. Programa de Pesquisas em Saneamento Básico - PROSAB - Edital 3**, 1ª Ed., Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 210 p., 2003.



CHOI, H.; SEUNG-WOO, J.; CHUNG, Y. Enhanced anaerobic gas production of waste activated sludge pretreated by pulse power technique. **Bioresource Technology**, v. 97, p. 198-203, 2006.

DA SILVA FILHO J. DE A. e VAN HAANDEL A.C. (2014) Estabilização de lodo de pós tratamento aeróbio na unidade de pré tratamento anaeróbio (2014) **Revista Dae**, 194, pag 86-102, DOI 10.4322/dae.2014.006.

DEVLIN, D. C.; ESTEVES, S. R. R.; DINSDALE, R. M.; GUWY, A. J. The effect of acid pretreatment on the anaerobic digestion and dewatering of waste activated sludge. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 5, p. 4076-4082, 2011.

EHIMEN, E. A., HOLM-NIELSEN, J. B., POULSEN, M. & BOELSMAND, J. E. 2013. Influence of different pre-treatment routes on the anaerobic digestion of a filamentous algae. *Renewable Energy*, 50, 476-480.

ERDEN, G.; FILIBELI, A. Effects of Fenton pre-treatment on waste activated sludge properties. **Clean-Soil, Air, Water**, v. 39, n. 7, p. 626-632, 2011.

ESKICIOGLU, C.; TERZIAN, N.; KENNEDY, K. J.; DROSTE, R. L.; HAMODA, M. Athermal microwave effects for enhancing digestibility of waste activated sludge. **Water Research**, v. 41, p. 2457-2466, 2007.

FERRER, I.; PONSÁ, S.; VÁZQUEZ, F.; FONT, X. Increasing biogas production by thermal (70 °C) sludge pre-treatment prior to thermophilic anaerobic digestion. **Biochemical Engineering Journal**, v. 42, n. 2, p. 186-192, 2008.

GAVALA, H. N.; YENAL, U.; SKIADAS, I. V.; WESTERMANN, P.; AHRING, B. K. Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pre-treatment at elevated temperature. **Water Research**, v. 37, n. 19, p. 4561-4572, 2003.



GE, H.; JENSEN, P. D.; BATSTONE, D. J. Increased temperature in the thermophilic stage in temperature phased anaerobic digestion (TPAD) improves degradability of waste activated sludge. **Journal of Hazardous Materials**, v. 187, n. 1-3, p. 355-361, 2011.

GONÇALVES R.F.; ASSIS T.I.; MACIEL G.B.; BORGES R.M.; CASSINI S. T.A. (2020): Co-digestion of municipal wastewater and microalgae biomass in an upflow anaerobic sludge blanket reactor. **Algal Research** <https://doi.org/10.1016/j.algal.2020.102117>

HOGAN, F.; MORMEDE, S.; CLARK, P.; CRANE, M. Ultra-sonic sludge treatment for enhanced anaerobic digestion. **Water Science and Technology**, v. 50, n. 9, p. 25-32, 2004.

HONG, S. M.; PARK, J. K.; TEERADEJ, N.; LEE, Y. O.; CHO, Y. K.; PARK, C. H. Pretreatment of sludge with microwaves for pathogen destruction and improved anaerobic digestion performance. **Water Environment Research**, v. 8, n. 1, p. 76-83, 2006.

KALOGO, Y.; MONTEITH, H. **Energy and resource recovery from sludge**. Alexandria: WERF, 2008.

KEPP, U.; MACHENBACH, I.; WEISZ, N.; SOLHEIM, O. E. Enhanced stabilisation of sewage sludge through thermal hydrolysis-three years of experience with full scale plant. **Water Science and Technology**, v. 42, n. 9, p. 89-96, 2000.

KIM, J.; PARK, C.; KIM, T. H.; LEE, M.; KIM, S.; KIM, S. W.; LEE, J. Effects of various pretreatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 95, n. 3, p. 271-275, 2003a.

KIM, H.-W.; HAN, S.-K.; SHIN, H.-S. The optimization of food waste addition as a co-substrate in anaerobic digestion of sewage sludge. **Waste Management Research**, v. 21, n. 6, p. 515-526, 2003b.



KOPPLOW, O.; BARJENBRUCH, M.; HEINZ, V. Sludge pre-treatment with pulsed electric fields. **Water Science Technology**, v. 49, p. 123-129, 2004.

LI, H.; LI, C.; LIU, W.; ZOU, S. Optimized alkaline pretreatment of sludge before anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 123, p. 189-194, 2012.

LU, J.; GAVALA, H. N.; SKIADAS, I. V.; MLADENOVSKA, Z.; AHRING, B. K. Improving anaerobic sewage sludge digestion by implementation of a hyper-thermophilic prehydrolysis step. **Journal of Environmental Management**, v. 88, p. 881–889, 2008.

LUO, K.; YANG, Q.; LI, X. M.; YANG, G. J.; LIU, Y.; WANG, D. B.; ZHENG, W.; ZENG, G. M. Hydrolysis kinetics in anaerobic digestion of waste activated sludge enhanced by  $\alpha$ -amylase. **Biochemical Engineering Journal**, v. 62, p. 17-21, 2012.

MARAIS G.V.R.; EKAMA G.A. (1976): The activated sludge process part I: Steady state behaviour, *Water SA*, 163-200.

MENDEZ L, A.; MAHDY, R.; TIMMERS, M.; BALLESTEROS, C.; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ. Enhancing methane production of *Chlorella vulgaris* via thermochemical pretreatments, *Bioresour. Technol.* 149 (2013) 136–141.

MORGAN-SAGASTUME, F.; PRATT, S.; KARLSSON, A.; CIRNE, D.; LANT, P.; WERKER, A. Production of volatile fatty acids by fermentation of waste activated sludge pre-treated in full-scale thermal hydrolysis plants. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 3, p. 3089-3097, 2011.

NAH, I. W.; KANG, Y. W.; HWANG, K. Y.; SONG, W. K. Mechanical pretreatment of waste activated sludge for anaerobic digestion process. **Water Research**, v. 34, n. 8, p. 2362-2368, 2000.



NEIS, U.; NICKEL, K.; LUNDÉN, A. Improving anaerobic and aerobic degradation by ultrasonic disintegration of biomass. **Journal of Environmental Science and Health Part A**, v. 43, n. 13, p. 1541-1545, 2008.

NEUMANN, P.; PESANTE, S.; VENEGAS, M.; VIDAL, G. Developments in pre-treatment methods to improve anaerobic digestion of sewage sludge. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 15, p. 173-211, 2016.

ONYECHE, T. I. **Economic benefits of low pressure sludge homogenization for wastewater treatment plants**. In IWA Specialist Conferences. Moving forward wastewater biosolids sustainability, Moncton, New Brunswick, Canada, June 2007.

OOSTERHUIS, M.; RINGOOT, D.; HENDRIKS, A.; ROELEVELD, P. Thermal hydrolysis of waste activated sludge at Hengelo wastewater treatment plant, The Netherlands. *Water Science and Technology*, v. 70, n. 1, p. 1-7, 2014.

PARK, B.; AHN, J. H.; KIM, J.; HWANG, S. Use of microwave pretreatment for enhanced anaerobiosis of secondary sludge. **Water Science Technology**, v. 50, n. 9, p. 17–23, 2004.

PASSOS F, SOLE M, GARCIA J, FERRER I. Biogas production from microalgae grown in wastewater: effect of microwave pretreatment. *Appl Energy*. 2013;108:168–75.

PASSOS, F., HOM-DIAZ, A., BLANQUEZ, P., VICENT, T., & FERRER, I. (2016). Improving biogas production from microalgae by enzymatic pretreatment. *Bioresource Technology*, 199, 347–351. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.08.084>.

PILLI, S.; MORE, T. T.; YAN, S.; TYAGI, R. D.; Surampalli, R. Y. Fenton pre-treatment of secondary sludge to enhance anaerobic digestion: energy balance and greenhouse gas emissions. *Chemical Engineering Journal*, v. 283, p. 285-292, 2016.



RIAU, V.; DE LA RUBIA, M. Á.; PÉREZ, M. Temperature-phased anaerobic digestion (TPAD) to obtain class A biosolids: a semi-continuous study. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 8, p. 2706-2712, 2010.

RITTMANN, B. E.; LEE, H.; ZHANG, H. Full-scale application of focused-pulsed pre-treatment for improving biosolids digestion and conversion to methane. **Water Science Technology**, v. 58, p. 1895-1901, 2008.

SALERNO, M.; LEE, H.; PARAMESWARAN, P.; RITTMANN, B. Using a pulsed electric field as a pretreatment for improved biosolids digestion and methanogenesis. **Water Environment Research**, v. 81, p. 831-839, 2009.

SANTOS, S. L.; CHAVES, R. M. S.; VAN HAANDEL, A. Influence of temperature on the performance of anaerobic treatment systems of municipal wastewater. **WATER S.A.**, v. 44, p. 211-222, 2018.

SANTOS, S.L.; VAN HAANDEL, A. (2021): Transformation of Waste Stabilization Ponds: Reengineering of an Obsolete Sewage Treatment System. **Water 2021**, 13, 1193. <https://doi.org/10.3390/w13091193>

SHAO, L.; WANG, X.; XU, H.; HE, P. Enhanced anaerobic digestion and sludge dewaterability by alkaline pretreatment and its mechanism. **Journal of Environmental Sciences**, v. 24, n. 10, p. 1731-1738, 2012.

SIEVERS, M.; RIED, A.; KOLL, R. Sludge treatment by ozonation and evaluation of full-scale results. **Water Science and Technology**, v. 49, n. 4, p. 247-253, 2004.

SKIADAS, I. V.; GAVALA, H. N.; LU, J.; AHRING, B. K. Thermal pre-treatment of primary and secondary sludge at 70 °C prior to anaerobic digestion. **Water Science and Technology**, v. 52, n. 1-2, p. 161-166, 2005.



TORECI, I.; KENNEDY, K. J.; DROSTE, R. L. Evaluation of continuous mesophilic anaerobic sludge digestion after high temperature microwave pretreatment. **Water Research**, v. 43, n. 5, p. 1273-1284, 2009.

VAN HAANDEL A.C. e LETTINGA G.: Tratamento anaeróbico de esgoto em regiões de clima quente. **Ed EPgraf Campina Grande**, Pb, Brasil (1994).

Van Haandel A. C. e Marais G.v.R. (1999): O Comportamento do sistema de lodo ativado: Teoria e aplicações para operação e projetos Ed Epgraf Campina Grande PB.

Van Haandel A.C. e van der Lubbe J. (2019) Anaerobic sewage digestion: Theory and applications. International Water Association Londres RU.

WAHIDUNNABI, A. K.; ESKICIOGLU, C. High pressure homogenization and two-phased anaerobic digestion for enhanced biogas conversion from municipal waste sludge. **Water Research**, v. 66, p. 430-446, 2014.

WEEMAES, M.; GROOTAERD, H.; SIMOENS, F.; VERS-TRAETE, W. Anaerobic digestion of ozonized biosolids. **Water Research**, v. 34, n. 8, p. 2330-2336, 2000.

XIN, X.; HE, J.; LI, L.; QIU, W. Enzymes catalyzing pre-hydrolysis facilitated the anaerobic fermentation of waste activated sludge with acidogenic and microbiological perspectives. **Biore-source Technology**, v. 250, p. 69-78, 2018.

XUE, Y.; LIU, H.; CHEN, S.; DICHTL, N.; DAI, X.; LI, N. Effects of thermal hydrolysis on organic matter solubilization and anaerobic digestion of high solid sludge. **Chemical Engineering Journal**, v. 264, p. 174–180, 2015.



YANG, Q.; LUO, K.; LI, X. M.; WANG, D. B.; ZHENG, W.; ZENG, G. M.; LIU, J. J. Enhanced efficiency of biological excess sludge hydrolysis under anaerobic digestion by additional enzymes.

**Bioresource Technology**, v. 101, n. 9, p. 2924-2930, 2010.

YU, S.; ZHANG, G.; LI, J.; ZHAO, Z.; KANG, X. Effect of endogenous hydrolytic enzymes pretreatment on the anaerobic digestion of sludge. **Bioresource Technology**, v. 146, p. 758-761, 2013.

ZAWIEJA, I.; BRZESKA, K. **Biogas production in the methane fermentation of excess sludge oxidized with Fenton's reagent**. In E3S Web of Conferences (Vol. 116, p. 00104). EDP Sciences, 2019.

# 4

## CAPÍTULO

### **PURIFICAÇÃO E ENRIQUECIMENTO DE BIOGÁS**

**Paulo Belli Filho  
Samuel Nelson Melegari de Souza  
Willian César Nadaleti  
Nelson Libardi Junior  
Adonay R. Loiola  
Hugo Adolfo Gosmann  
Djema Maria Cristiano  
Isabela da Cruz Bonatto  
José Demontier V. de Souza Filho**



## 4.1 INTRODUÇÃO

O biogás é uma fonte de energia renovável versátil que pode ser empregada na geração de eletricidade e calor, como combustível para veículos, como fonte de hidrogênio para células a combustível, ou ainda ser introduzido na rede de gás natural. Entretanto, o uso do biogás como fonte de energia encontra-se condicionado pela presença de contaminantes que dificultam o processo e que acarretam dispendiosos custos de manutenção e interrupções na operação, o que, conseqüentemente, diminui os benefícios associados à sua valorização. É importante, portanto, incluir etapas de purificação do biogás antes do processo final de seu aproveitamento energético, sendo que os principais parâmetros que precisam ser reduzidos são: umidade,  $H_2S$ ,  $CO_2$ , compostos halogenados e siloxanos. Mesmo em baixas concentrações, estes compostos têm efeitos deletérios sobre o meio ambiente, a saúde humana e nos equipamentos de conversão de energia.

O biogás é produzido pela decomposição da matéria orgânica através de processo biológico anaeróbio e é composto por metano, dióxido de carbono, gás sulfídrico, nitrogênio, siloxanos, água entre outros.

## 4.2 BIOGÁS

Vários compostos de enxofre podem fazer parte da composição do biogás, tais como sulfetos, dissulfetos e mercaptanas. O sulfeto de hidrogênio ( $H_2S$ ) é considerado o principal poluente do biogás formado durante a digestão da matéria orgânica. Este gás é altamente solúvel e causa corrosão reduzindo o tempo de vida dos equipamentos, além de ser tóxico e gerar problemas de odor ao redor das instalações onde é produzido (DÍAZ *et al.*, 2011). O  $H_2S$  é reativo com a maioria dos metais, e sua reatividade é aumentada com a concentração, a pressão, a presença de água e a elevação da temperatura (APPELS *et al.*, 2008).



Os compostos halogenados (tetracloroeto de carbono, clorobenzeno, clorofórmio e trifluormetano) estão frequentemente presentes em gás de aterro sanitário, e raramente em biogás de digestores e estações de tratamento de esgoto. Estes compostos são oxidados durante a combustão, e os produtos são corrosivos, especialmente na presença de água. Podem, também, iniciar a formação de dioxinas e furanos, se as condições de combustão forem favoráveis (PERSSON *et al.*, 2006). As concentrações de cloro e o flúor no biogás estão usualmente abaixo do limite de detecção de 0,1 mg/m<sup>3</sup> (DEUBLEIN & STEINHAUSER, 2008).

O biogás de aterro sanitário e de estações de tratamento de esgotos podem conter compostos de sílica voláteis, conhecidos como siloxanos. Estes compostos se originam a partir de diferentes produtos, tais como shampoo, detergentes e cosméticos. Durante a combustão, os siloxanos são convertidos em depósitos de silício inorgânico, que são prejudiciais por causar erosão ou bloqueio de peças (SOREANU *et al.*, 2011).

Normalmente, a amônia (NH<sub>3</sub>) está presente no biogás em pequenas quantidades, no entanto, altas concentrações deste composto podem ser encontradas. Em contato com a água, a amônia é convertida em compostos corrosivos. Além deste fator, a combustão de biogás com amônia provoca a formação de óxidos nitrosos (NO<sub>x</sub>), reconhecidos pelo elevado poder de poluição na atmosfera (PERSSON *et al.*, 2006).

O dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) não representa propriamente uma impureza no biogás. Este composto apenas dilui o conteúdo energético e não tem significativo impacto no uso do biogás. No entanto, para a conversão de biogás a biometano, a remoção do CO<sub>2</sub> é essencial (LINDBERG & WELLINGER, 2006).

A Tabela 32 apresenta o resumo dos impactos causados pelas principais impurezas do biogás descritas anteriormente, além dos impactos de outros compostos indesejáveis, como vapor d'água, poeiras, partículas e oxigênio. A Tabela 33 apresenta a composição de biogás presente no tratamento anaeróbico de diversos resíduos.

**Tabela 32 - Impurezas do biogás e suas consequências**

Impureza	Possível impacto
Vapor d'água	Formação de substâncias corrosivas com H <sub>2</sub> S, NH <sub>3</sub>
Poeira e partículas	Entupimento de peças
H <sub>2</sub> S	Corrosão de peças, alta toxicidade, formação de SO <sub>2</sub>
CO <sub>2</sub>	Baixo poder calorífico
Siloxanos	Entupimento e erosão de peças
Amônia	Corrosão quando dissolvida em água
Oxigênio (O <sub>2</sub> )	Alta concentração de O <sub>2</sub> no biogás é explosiva
Compostos halogenados	Corrosão em máquinas de combustão

Fonte: Adaptado de Ryckebosch et al. (2011); Kunz et al. (2022).

**Tabela 33 Composição típica de biogás gerado em reatores UASB, aterros sanitários e digestores de lodo**

Parâmetro	Unidade	Composição típica de biogás			
		Reatores anaeróbios (UASB)	Aterro sanitário	Digestores de lodos	Digestores de RSO
Metano – CH <sub>4</sub>	%	70 a 85	45 a 50	60 a 70	55-70
Gás carbônico – CO <sub>2</sub>	%	5 a 15	30 a 45	20 a 40	25-40
Monóxido de carbono – CO	%	0 a 0,3	0 a 0,2	-	0-0,1
Nitrogênio – N <sub>2</sub>	%	10 a 25	0 a 15	< 2	0,5-2,5
Hidrogênio – H <sub>2</sub>	%	0 a 3	Traços a > 1	-	1-3
Sulfeto de hidrogênio – H <sub>2</sub> S	ppmv	1000 a 3000	10 a 1000	500 a 1500	100-1000
Oxigênio – O <sub>2</sub>	%	Traços	0,8	-	0,1-1

Fonte: Adaptado de Cabral (2016); Khan *et al.*, (2021); Das *et al.*, (2022)

## 4.3 BIOMETANO PARA APLICAÇÃO VEICULAR E OUTROS USOS

Recentemente, o Brasil vem apresentando incentivos federais e nos estados, em relação ao uso de biogás como fonte alternativa de energia. O recente decreto 11.003/2022 do governo federal brasileiro (BRASIL, 2022) aborda o incentivo do uso



sustentável do biogás e biometano, com foco no seu uso como fonte alternativa de energia, que contribui para a redução das emissões de GEE.

Como combustível veicular e injeção na rede de gás natural, requisitos são estabelecidos em diversos países em relação ao biometano. Dependendo do país, é recomendado que o conteúdo de dióxido de carbono esteja abaixo de 2-6%. Máximas concentrações também são estabelecidas para sulfeto de hidrogênio (5-23 mg/m<sup>3</sup>), amônia (<20 mg/m<sup>3</sup>), poeira e partículas (<5 mg/m<sup>3</sup>), compostos halogenados (<10 mg/m<sup>3</sup>) e siloxanos (0,03-28 mg/m<sup>3</sup>) (RASI et al., 2011).

No Brasil, a Agência Nacional de Petróleo (ANP) estabelece as regras para aprovação do controle da qualidade e a especificação do biometano, oriundo de aterros sanitários e de estações de tratamento de esgoto, destinados ao uso veicular e às instalações residenciais, industriais e comerciais a ser comercializado em todo o território nacional, cuja porcentagem mínima de CH<sub>4</sub> no gás, para uso veicular, deve ser de 86% e máxima de CO<sub>2</sub> de 5% (ICLEI, 2009).

As regras tratam da especificação do biometano oriundo de produtos e resíduos orgânicos agrossilvipastoris e comerciais; a outra, trata da especificação do biometano oriundo de aterros sanitários e estações de tratamento de esgoto. De acordo com essas resoluções, a concentração máxima de H<sub>2</sub>S é de 10 mg/m<sup>3</sup>; enxofre de 70 mg/m<sup>3</sup>; CO<sub>2</sub> máx. 3,0% mol.; metano mín. 90,0% mol.; CO<sub>2</sub>+O<sub>2</sub>+N<sub>2</sub> máx. 10% mol. O ponto de orvalho de hidrocarbonetos só precisa ser analisado quando houver adição de propano ou GLP, devendo a medição para fins do certificado de qualidade ser feita em linha após o enriquecimento do gás.

Já as tecnologias de aproveitamento energético do biogás apresentam diferentes requisitos em relação à qualidade deste gás. Os requisitos são estabelecidos com base na concentração máxima de cada impureza aceitável para utilização do biogás nos equipamentos de conversão de energia ou como combustível.

No caso de caldeiras, é recomendada a redução do nível de sulfeto de hidrogênio para abaixo de 1.000 ppm, o que significa, em muitos casos, que o biogás pode ser usado diretamente sem nenhum tipo de tratamento. Além do H<sub>2</sub>S, altas concentrações de amônia (>100ppm) também representam um problema para motores e turbinas a gás (RASI et al., 2011).



Em outras aplicações, como para células a combustível, o conteúdo de  $\text{CO}_2$  não é necessariamente limitado, no entanto, para compostos traços, os limites são ainda mais rigorosos que outras aplicações. Por exemplo, em célula a combustível de carbonato fundido, os limites tolerados têm sido estabelecidos para partículas ( $<100$  ppm), compostos halogenados ( $<0,1$  ppm) e amônia ( $<0,1$  ppm), sulfeto de hidrogênio ( $<0,5$  ppm), COS,  $\text{CS}_2$  e mercaptanas ( $<1$  ppm) (RASI et al., 2011). Os principais requisitos de qualidade do biogás para utilização energética estão apresentados na Tabela 34.

**Tabela 34 Principais requisitos de qualidade do biogás para fins energéticos**

Tecnologia	Requisitos
Aquecimento (caldeiras)	$\text{H}_2\text{S} < 1000\text{ppm}$ ; 0,8-2,5 kPa; Remover condensado.
Motores de combustão interna	$\text{H}_2\text{S} < 100\text{ppm}$ ; 0,8-2,5 kPa; Remover condensado; remover siloxanos.
Microturbinas	Remover condensado, remover siloxanos.
Células a combustível de carbonato fundido	$\text{H}_2\text{S} < 0,5$ ppm; halogênios $< 1$ ppm.
Conversão a biometano	$\text{H}_2\text{S} < 4\text{ppm}$ ; $\text{CH}_4 > 95\%$ ; $\text{CO}_2 < 2\%$ ; remover siloxanos.

Fonte: Adaptado de ARIAS (2010).

## 4.4 PROCESSOS DE PURIFICAÇÃO E ENRIQUECIMENTO DE BIOGÁS

Os sistemas de tratamento de biogás são desenvolvidos para corrigir as suas propriedades naturais ao reduzir o teor dos gases indesejáveis, de forma que o combustível atenda aos requisitos estabelecidos para cada aplicação energética e, assim, seja aproveitado de maneira mais produtiva e eficiente. O tratamento do biogás pode ter como objetivo: (1) a purificação, na qual os componentes traços perigosos são reduzidos (água,  $\text{H}_2\text{S}$ , siloxanos, compostos halogenados e outros); (2) o enriquecimento, no qual o  $\text{CO}_2$  é reduzido para produção de um gás com alto teor de metano, usualmente contendo 95-97% de  $\text{CH}_4$  e 1-3% de  $\text{CO}_2$  (BAUER et al., 2013).



Geralmente, métodos de condensação são usados como a primeira etapa de processos de purificação de biogás. Este processo previne o contato de água com compressores, tubulações e outras partes da usina de biogás. Desta forma, a corrosão é evitada. Outro processo que ocorre na primeira etapa de purificação é a remoção de partículas e poeiras por filtros mecânicos (RYCKEBOSCH *et al.*, 2011).

Por ser o principal poluente do biogás, o sulfeto de hidrogênio deve ser removido para qualquer tipo de uso. As concentrações de  $H_2S$  podem ser reduzidas no próprio digestor, em unidade de tratamento separada, ou juntamente com a remoção de  $CO_2$  (PETERSSON & WELLINGER, 2009). As técnicas mais comumente utilizadas incluem absorção em solução aquosa e adsorção em coluna de leito fixo (ABATZOGLOU & BOIVIN, 2009).

Os siloxanos, presentes normalmente em gás de aterro e de estações de tratamento de esgoto, podem ser reduzidos por: resfriamento do gás; por adsorção em carvão ativado, gel de sílica e alumina ativada; ou por absorção em misturas líquidas de hidrocarbonetos. Siloxanos também podem ser separados do biogás durante a remoção de sulfeto de hidrogênio (SOREANU *et al.*, 2011).

Os compostos halogênicos existem principalmente em gás de aterro e podem causar corrosão. O principal método para sua remoção é a adsorção em carvão ativado impregnado, em que as grandes moléculas dos compostos halogenados são adsorvidas, enquanto as moléculas menores, como metano e dióxido de carbono, continuam no fluxo gasoso (PERSSON, 2003).

Outros compostos podem estar presentes no biogás, como é o caso do nitrogênio e o oxigênio. Estes gases podem ser removidos por adsorção em carvão ativado, peneiras moleculares ou membranas. O oxigênio e o nitrogênio também podem ser removidos em processos de dessulfurização (remoção de  $H_2S$ ), ou em alguns processos de enriquecimento de biogás. Ambos compostos são difíceis de serem removidos e, por isso, devem ser evitados durante a produção de biogás, ao menos que este gás seja usado

em motores e caldeiras (PETERSSON & WELLINGER, 2009). Pode-se encontrar, ainda, a amônia no biogás, mesmo que em baixas concentrações. Este composto é removido indiretamente pela condensação da água e em processos de lavagem com água para separação de CO<sub>2</sub> (PERSSON, 2003).

Além dos compostos supracitados, o dióxido de carbono também deve ser removido do biogás no processo de enriquecimento a biometano. Os métodos mais adotados para remoção de CO<sub>2</sub> incluem torre de lavagem (absorção em água) e adsorção por balanço de pressão (Pressure Swing Adsorption - PSA). Também, outros processos de absorção e tecnologia de membranas são usados (KHAN *et al.*, 2021; RASI *et al.*, 2011). A Tabela 35 apresenta métodos de remoção das principais impurezas presente em biogás.

**Tabela 35 Métodos de remoção das principais impurezas em biogás**

<b>Impureza</b>	<b>Método</b>	<b>Material</b>
Umidade	Adsorção	Sílica gel; peneira molecular e alumina. <sup>(1)</sup>
	Absorção	Selexol; etileno glicol. <sup>(1)</sup>
	Refrigeração	Refrigerador a 2 °C. <sup>(1)</sup>
Sulfeto de hidrogênio	Remoção no digestor	Injeção de oxigênio; injeção de cloreto ferroso. <sup>(2)</sup>
	Adsorção	Óxido de ferro; carvão ativado. <sup>(2)</sup>
	Absorção	Água; amina; sais alcalinos. <sup>(2)</sup>
	Separação por membrana	Membrana de fibra oca. <sup>(1)</sup>
Siloxanos	Biológico	Filtro biológico. <sup>(2)</sup>
	Adsorção	Carvão ativado; gel de sílica; peneiras moleculares. <sup>(3)</sup>
	Refrigeração	Câmara de refrigeração. <sup>(3)</sup>
	Absorção	Soluções orgânicas polares; ácidos fortes; bases fortes. <sup>(3)</sup>
Compostos halogenados	Separação por membrana	Membrana de fibra oca. <sup>(1)</sup>
	Adsorção	Carvão ativado. <sup>(2)</sup>
Dióxido de carbono	Absorção	Água; polietilenoglicol; aminas. <sup>(2) (4)</sup>
	Adsorção	Sílica gel, carvão ativado e zeólitas (PSA). <sup>(2) (4)</sup>
	Separação por membrana	Membrana de acetato celulose. <sup>(2)</sup>

Fonte: (1) PERSSON, (2003); (2) RYCKEBOSCH *et al.*, (2011); (3) SOREANU *et al.*, (2011); (4) KHAN *et al.*, (2021).



## 4.5 PURIFICAÇÃO DE BIOGÁS

### 4.5.1 Remoção de Umidade

Conforme GÖRISCH, HELM (2007), particularmente importante em resíduos fermentáveis, são teores de enxofre e água no biogás. Para prevenir possíveis danos às tubulações, instalações ou equipamentos, além de outros componentes, a água precisa ser retirada, ou seja, a secagem desse biogás deve ser realizada. Também, segundo Oliveira (2009), dependendo de qual for a aplicação do biogás produzido, o mesmo deverá passar por um processo de purificação com o objetivo de elevar seu poder calorífico com a retirada da água e do gás carbônico presentes na mistura.

Desta maneira, qualquer processo de purificação e limpeza, com a finalidade de evitar qualquer dano nos equipamentos de queima e aumentar o seu poder calorífico, consiste essencialmente em isolar o metano dos restantes constituintes do biogás.

Como formas de retirada da água em biogás destacam-se: a secagem por condensação, a secagem por adsorção e a secagem por absorção. Na

Tabela 36 são apresentados os métodos de retirada de umidade em biogás e suas vantagens e desvantagens:

**Tabela 36 Técnicas de remoção de umidade em biogás**

<b>Método</b>	<b>Vantagens</b>	<b>Desvantagens</b>
Método de condensação	Alta quantidade de HC's e óleos são removidos	Pressão atmosférica: mínimo ponto de orvalho 1 °C
Desumificador	Técnicas simples	Gás de maior pressão para atingir menor ponto de orvalho
Separadores ciclônicos	Muitas vezes usado como pré-tratamento antes de outras técnicas	(Mínima 18 °C), mas pode ocorrer congelamento
Armadilhas de umidade		
Torneiras de água		



Secador de adsorção Sílica Alumínio	Alta remoção: ponto de orvalho 10 até 20 °C Baixo custo operacional Regeneração possível	Investimento mais caro: pressão 6 e 10 bar Areia e óleo precisam ser removidos anteriormente
Absorção com glicol	Alta remoção: ponto de orvalho 5 até 15 °C Alta quantidade de HC's e óleos são removidos Não é tóxico ou perigoso	Investimento mais caro: alta pressão e 200 °C para regeneração Necessita de volumes de gás mais elevadas (> 500 m <sup>3</sup> / h) para ser econômico
Absorção com sais higroscópicos	Alta eficiência de remoção Não tóxicos ou perigosos	Não há regeneração

Fonte: Adaptado de RYCKEBOSCH (2011).

## 4.5.2 Secagem por condensação

A secagem por condensação é baseada no resfriamento do biogás abaixo do ponto de orvalho e é indicada para qualquer fluxo volumétrico do biogás. Em sistemas simplificados a condensação ocorre na tubulação, que conduz o biogás do biodigestor ao destino. Para o recolhimento ou drenagem da água, a tubulação é instalada de forma que, na parte mais baixa, seja conectado um purgador, para a retirada da água, formada ao longo da tubulação (PROBIOGÁS, 2010). Em regiões quentes a tubulação deverá ser enterrada para reduzir a temperatura e, em regiões frias, evitar o congelamento. Os purgadores devem ser instalados em locais de fácil acesso para permitir constante vigilância do sistema e drenagem da água formada, sempre que necessária. As técnicas usando separação física de secagem de água por condensação incluem:

*Desumificadores* em que partículas líquidas são separadas com uma malha de fios (microporos 0,5-2nm). O ponto de condensação da água de 2-20°C (pressão atmosférica) pode ser alcançada.

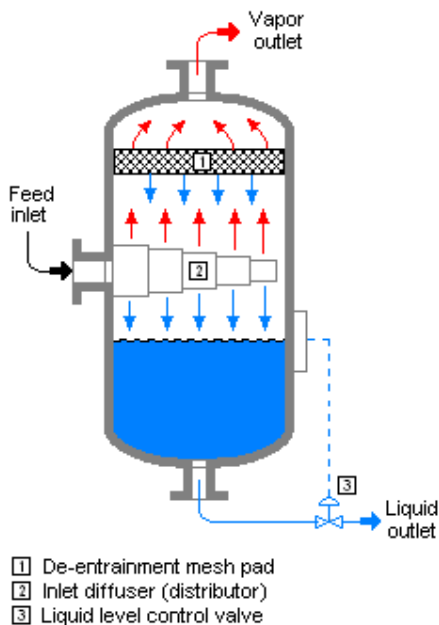
*Separadores ciclônicos* em que as gotas de água são separadas usando força centrífuga.

Armadilhas de umidade em que a condensação ocorre por expansão, causando uma baixa temperatura que condensa a água.

Válvulas no tubo de biogás a partir do qual o condensado (água) pode ser removido. (RYCKEBOSCH, 2011).

Segundo Mbeychok (2016), o tamanho do desumidificador varia de acordo com a capacidade de produção e vazão de gás dos biodigestores. Um exemplo de desumidificador é mostrado na Figura 58.

**Figura 58 Exemplo de Desumidificador**



Fonte: MBEYCHOK (2016).

### 4.5.3 Secagem por Adsorção e Absorção

Estas técnicas são geralmente aplicadas com pressões elevadas. À pressão atmosférica, apenas uma pequena quantidade de água é removida por técnicas de absorção e de adsorção.



#### 4.5.3.1 Secagem por Adsorção

A adsorção é uma operação de transferência de massa, a qual possui a habilidade de certos sólidos em concentrar na sua superfície determinadas substâncias existentes em fluidos líquidos ou gasosos, possibilitando a separação dos componentes desses fluidos.

Os processos de secagem por adsorção, os quais utilizam zeólitos, gel de sílica ou óxido de alumínio, dão resultados significativamente positivos. Nesses processos, é possível atingir pontos de orvalho de até  $-90\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Instalados em um leito fixo, os adsorvedores são operados alternadamente a uma pressão ambiente de 6-10 bar e se destinam a fluxos volumétricos pequenos a médios. Os materiais de adsorção podem ser regenerados a quente ou a frio. Graças aos ótimos resultados proporcionados, esse processo se destina a qualquer tipo de uso do biogás (PROBIOGÁS, 2010). Adsorção utilizando alumina ou zeólitas/peneiras moleculares é a técnica mais comum (RYCKEBOSCH, 2011).

#### Secagem por adsorção com sílica-gel

A sílica-gel é uma forma parcialmente desidratada de ácido silícico coloidal polimérico. A composição química pode ser expressa como  $\text{SiO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ . O conteúdo de água, que está presente principalmente na forma de grupos hidroxil quimicamente ligados, ascende tipicamente a cerca de 5wt%. Segundo Nóbrega (2001), a sílica-gel é um produto granular, amorfo, sólido e de grande porosidade que é obtido através da precipitação da sílica, a partir de soluções de silicato de sódio, com ácidos.

A presença de grupos hidroxil confere um grau de polaridade para a superfície de modo que moléculas tais como água, álcoois, fenóis e aminas e os hidrocarbonetos insaturados são adsorvidos de preferência a moléculas não polares, especificamente hidrocarbonetos saturados (RUTHVEN, 1984). A sílica-gel, assim como o carvão ativado e a alumina são utilizados para adsorver moléculas a altas pressões, removendo não só a água, mas outras impurezas contidas no biogás.

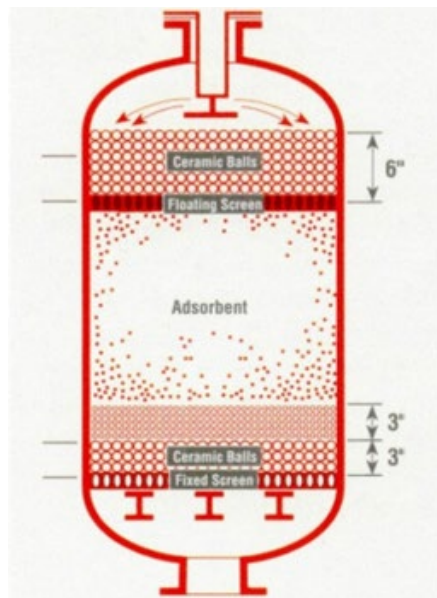
Durante o processo de adsorção, o biogás é injetado pela base das colunas de adsorção. O processo de operação é efetuado com adsorção e regeneração da coluna com sílica-gel.

### **Adsorção por Peneira Molecular com zeólitos**

Os Zeólitos são largamente utilizados como peneiras moleculares e detém vantagens em relação a outros processos de secagem de biogás, haja vista seus aspectos operacionais em seu favor, de acordo com Djaeni (2013). Segundo Kwaśny (2015), os zeólitos têm sido utilizados como adsorventes, devido à sua estrutura química e propriedades. Eles são caracterizados por seletividade de adsorção associada com tamanho de partícula e com a sua polaridade. Estes adsorventes são capazes de adsorção seletiva de moléculas polares, tais como água e sulfeto de hidrogênio.

Os zeólitos podem ser utilizados para a retirada de água no processo de purificação do biogás devido à sua propriedade de adsorção seletiva de moléculas polares, em que a água (polar) é absorvida e separada dos gases presentes no biogás. Em razão dessa propriedade os zeólitos são utilizados como peneiras moleculares para diversas moléculas indesejadas no processo, não somente a água. Na Figura 59 apresenta-se um exemplo de dispositivo utilizado por Dedini (2016), que usa o princípio de peneira molecular.

**Figura 59 Dispositivo utilizando peneira molecular**



Fonte: DEDINI (2016).



#### 4.5.3.2 Secagem por absorção

Os solventes orgânicos Selexol e Etileno Glicol são os mais utilizados no processo de absorção durante o ato de retirada de umidade em biogás. O processo é semelhante à ação de lavagem com água pressurizada (LAP). Segundo PROBIOGÁS (2015), esse processo se baseia na absorção reversível do  $\text{CO}_2$  e de outros componentes ácidos e alcalinos pela água. Nele, o biogás é comprimido, normalmente em duas etapas, a uma pressão de 7 a 10 bar e alimentado na parte inferior de uma coluna com meio suporte, sendo a água injetada em contracorrente.

#### Absorção por Alumina

O Óxido de Alumínio (alumina) é um produto resultante do tratamento magnético do Óxido de Alumínio eletrofundido. A alumina é utilizada como filtro molecular a altas pressões, pois se liga a moléculas de água (secador de adsorção). Segundo Ryckebosch (2011), o gás é pressurizado e conduzido através de uma coluna com alumina. Normalmente, duas colunas são utilizadas em paralelo: uma coluna adsorve água, enquanto a outra está a ser regenerada. A regeneração é conseguida pela evaporação da água por meio de descompressão e de aquecimento.

#### b) Absorção por Selexol

Selexol solvente é uma mistura de éteres dimetílicos de polietileno-glicóis, não tóxico, com um ponto de ebulição elevado, e é um excelente solvente para gases ácidos (NETL, 2016). O selexol pode ser utilizado na purificação do biogás pelo processo de absorção e pode remover água, hidrocarbonetos, dióxido de carbono e sulfeto de hidrogênio.

Segundo Ryckebosch *et al.* (2011), nesse processo, o lavador físico orgânico polietileno glicol (SELEXOL) funciona da mesma forma que o lavador com água, porém com regeneração da solução.  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2\text{O}$  podem ser absorvidos, uma vez que têm uma solubilidade mais elevada no



polietileno glicol do que o  $\text{CH}_4$ . Além disso, SELEXOL tem uma pressão de vapor baixa, assim as perdas dos produtos químicos são reduzidas.

Como o polyethylene glicol tem uma solubilidade mais elevada para o  $\text{CO}_2$  e o  $\text{H}_2\text{S}$  é necessário um volume menor absorvente, o que resulta em tanques menores e menor bombeamento.

No processo, o solvente Selexol dissolve (absorve) a água e os gases ácidos da corrente de alimentação de gás a relativamente alta pressão, usualmente 300 a 2000 psia (2,07 a 13,8 MPa). O solvente rico, contendo os gases ácidos, é então submetido a uma pressão mais baixa e/ou submetido a arraste de vapor para liberar e recuperar os gases ácidos.

## 4.6 Remoção de $\text{H}_2\text{S}$

A remoção de  $\text{H}_2\text{S}$  é uma parte fundamental do processo de purificação do biogás para sua valorização energética. Existem diversos métodos para a dessulfurização do biogás, durante ou após a digestão anaeróbia, podendo ser processos biológicos, físicos ou químicos. As vantagens e desvantagens de cada método devem ser levadas em consideração na adoção de sistemas de purificação de biogás e a Tabela 37 apresenta diversas possibilidades.

Tabela 37 Métodos de remoção de  $\text{H}_2\text{S}$

Fase	Método	Vantagens	Desvantagens
Durante a digestão anaeróbia	Dosagem de ar/oxigênio no digestor	Baixo custo: baixa demanda de eletricidade e calor; Simples manutenção e operação.	Concentrações ainda altas de $\text{H}_2\text{S}$ (300 ppm); Excesso de $\text{O}_2/\text{N}_2$ no biogás implica em dificuldades de adicionais tratamentos; Alta dose de ar resulta numa mistura explosiva.
	Adição de $\text{FeCl}_3/\text{FeCl}_2$ no digestor	Investimento barato: tanque de armazenamento e bomba dosadora; Baixa demanda de eletricidade e calor; Simples manutenção e operação.	Baixa eficiência (150 ppm); Operação de alto custo; Mudanças no pH e temperatura podem não beneficiar a digestão; A dosagem correta é difícil.



Depois da digestão anaeróbia	Óxido de ferro	Alta eficiência (>99%); Mercaptanas são também capturadas; Baixo investimento.	Sensível à água; Alto custo de operação; A regeneração tem risco de ignição; A superfície de reação reduz a cada ciclo.
	Absorção em água	Boa eficiência para baixas cargas de H <sub>2</sub> S; CO <sub>2</sub> é também removido.	Operação de alto custo; Dificuldades técnicas; Podem ocorrer obstruções na coluna de absorção.
	Absorção química: NaOH e FeCl <sub>3</sub>	Baixa demanda de eletricidade; Menor volume do leito de absorção (comparada com H <sub>2</sub> O); Baixa perda de CH <sub>4</sub> .	Investimento e operação de alto custo; Técnica difícil; Não regenerativa.
	Absorção química: Fe(OH) <sub>3</sub> , Fe-EDTA	Alta eficiência (95-100%); Baixo custo de operação; Baixo volume; Regenerativo; Baixa perda de CH <sub>4</sub> .	Dificuldades técnicas; Regeneração através de oxigenação.
	Membranas	Alta eficiência de remoção (>98% é possível); CO <sub>2</sub> é também removido.	Manutenção e operação de alto custo; Técnica complexa.
	Processos biológicos	Alta eficiência de remoção (>97% é possível); Baixo custo operacional.	Não é suficiente para alcançar os níveis de H <sub>2</sub> S exigidos para o aproveitamento energético; O <sub>2</sub> /N <sub>2</sub> no biogás diminuem a sua qualidade.
	Adsorção em carvão ativado	Alta eficiência (H <sub>2</sub> S < 3ppm); Alta taxa de purificação; Baixa temperatura de operação; Técnica compacta; Suporta grandes cargas.	Alto custo de investimento e operação; Perda de metano; H <sub>2</sub> O e O <sub>2</sub> necessários para remover H <sub>2</sub> S; H <sub>2</sub> O pode diminuir a superfície de reação; Regeneração a altas temperaturas.

Fonte: Adaptado de Ryckebosch et al. (2011).

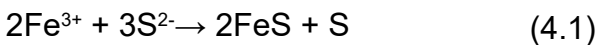


## 4.7 Purificação durante a digestão anaeróbia

Para o caso de produção de biogás em biodigestores, o sulfeto de hidrogênio pode ser tratado diretamente no tanque de digestão, principalmente, com a adição de cloreto de ferro, oxigênio ou nitrato. Estes métodos são geralmente usados quando o biogás contém alta concentração de sulfeto de hidrogênio.

### 4.7.1 Adição de cloreto de ferro no digestor

O cloreto de ferro pode ser dosado diretamente no digestor ou através do tanque de mistura afluente. Este reage com o  $H_2S$  presente no biogás e forma  $FeS$  (sulfeto de ferro insolúvel). A reação de precipitação do sal de ferro pode ser escrita como segue (RYCKEBOSCH *et al.*, 2011):



Devido à precipitação do  $FeS$ , a presença de  $H_2S$  no biogás é evitada. Este método é muito eficiente na redução de altas concentrações de  $H_2S$  (RYCKEBOSCH *et al.*, 2011).

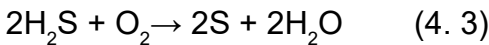
### 4.7.2 Adição de oxigênio no sistema: micro-oxigenação

Esta técnica está baseada na oxidação aeróbia do  $H_2S$  em enxofre elementar pela ação de um grupo especializado de microrganismos. A maioria destes microrganismos (*Thiobacillus*) são autotróficos e usam o  $CO_2$  do biogás para atender suas necessidades de carbono. Devido ao fato que algumas bactérias responsáveis pela oxidação do sulfeto estão já presentes



no lodo, a micro-oxigenação do biogestor é uma alternativa competitiva ao emprego de unidades adicionais para a remoção biológica do  $H_2S$  (ABATZOGLOU e BOIVIN, 2009).

Uma pequena quantidade de  $O_2$  (2-6%) é introduzida no biogás para que a reação da equação 3 ocorra dentro do digestor (RYCKEBOSCH *et al.*, 2011).



Muitos digestores anaeróbios empregam processos introduzindo cerca de 4-6% de ar, relacionado à produção total de biogás, no *headspace* do digestor. Os resultados de Díaz *et al.* (2011) mostram que a micro-oxigenação, numa taxa de 0,25 NL/L, obtém elevada eficiência de remoção de  $H_2S$ .

### 4.7.3 Adição de nitrato

A adição de nitrato ao invés de oxigênio para remoção de sulfeto é uma alternativa quando a desnitrificação pode ser realizada usando compostos reduzidos de enxofre como doadores de elétrons. Este método tem alcançado resultados positivos e a oxidação com nitrato depende da razão entre sulfeto e nitrato no meio.

Souza *et al.*, 2005 utilizaram nitrato visando favorecer a atividade das bactérias redutoras de nitrato, o que inibe o metabolismo das bactérias redutoras de sulfato e, por conseguinte, impede a geração de  $H_2S$ .

## 4.8 Purificação após a digestão anaeróbia

Para o aproveitamento de biogás, a remoção de sulfeto de hidrogênio é normalmente realizada em unidade separada de sua geração, antes da etapa de uso energético. Os métodos mais aplicados e estudados atualmente envolvem processos físicos, químicos ou biológicos.

### 4.8.1 Absorção física

Nos processos de absorção, a água é o solvente mais comum para lavagem contracorrente de biogás pré-comprimido (APPELS *et al.*, 2008). Este método é aplicado para remoção de  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2\text{S}$ , e tem como princípio a absorção física que ocorre, porque tanto o  $\text{CO}_2$  como o  $\text{H}_2\text{S}$  são mais solúveis em água do que o metano. O biogás é pressurizado e alimentado na parte inferior de uma coluna, enquanto água é alimentada no topo desta. A água contendo  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2\text{S}$  pode ser regenerada pela despressurização da água contaminada em outra coluna (ZHAO *et al.*, 2010). Segundo Ryckebosch *et al.*, 2011, a remoção de  $\text{H}_2\text{S}$  ocorre por absorção física quando a concentração deste contaminante é inferior a 300 ppm.

### 4.8.2 Absorção química

De acordo com Ryckebosch *et al.* (2011), a absorção química é realizada, principalmente, por: solução de NaOH (hidróxido de sódio), a qual reage com  $\text{H}_2\text{S}$  para formar  $\text{Na}_2\text{S}$  ou NaHS, que precipitam e não podem ser regenerados; solução de  $\text{FeCl}_2$ , formando FeS que precisa ser removido; solução de  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ , resultando na formação de  $\text{Fe}_2\text{S}_3$ , que pode ser regenerado por oxidação.

Os solventes químicos podem ser soluções aquosas de aminas, soluções de sais alcalinos, ou soluções de ferro (ZHAO *et al.*, 2010). Esses absorventes são atrativos, já que podem ser configurados com altas eficiências de remoção, e alguns ainda podem ser regenerados. As desvantagens envolvem perdas químicas, alta demanda energética e, por conseguinte, alto custo (ZICARI, 2003).

A absorção de  $\text{H}_2\text{S}$  em soluções de hidróxido de sódio tem sido aplicada com a adição de agentes oxidantes, usualmente o peróxido de hidrogênio, para aumentar a seletividade do  $\text{H}_2\text{S}$ . Esta técnica se mostra favorável e estável mesmo em variações na qualidade e quantidade do biogás,



segundo Krischan *et al.* (2012). Em uma central de melhoramento de biogás, um piloto de purificação em escala industrial com uma vazão de 180m<sup>3</sup>/h de biogás bruto apresentou uma média de eficiência de remoção de 97%, mesmo com altas flutuações no conteúdo de H<sub>2</sub>S no biogás bruto.

Maia (2011) investigou a absorção de H<sub>2</sub>S em solução catalítica de Fe/EDTA para utilização energética do biogás. O H<sub>2</sub>S absorvido nesta solução catalítica participa de uma reação redox. Assim, o elemento enxofre no estado de oxidação 2- é convertido para o estado insolúvel S<sub>0</sub>, enquanto o cátion Fe<sup>3+</sup> é reduzido para Fe<sup>2+</sup>. O S<sub>0</sub>, por ser insolúvel em água, permanece como uma fase sólida dispersa em solução. Os resultados do trabalho demonstraram que é possível eliminar totalmente o H<sub>2</sub>S do biogás com a solução catalítica de Fe/EDTA em regime permanente com a regeneração da solução catalítica.

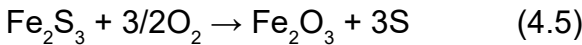
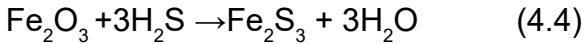
### 4.8.3 Adsorção

Na utilização de métodos por adsorção, existem substâncias que agem como adsorventes, fixando em sua superfície outras substâncias que produzem gosto, odor, matéria orgânica dissolvida e outros compostos orgânicos. Adsorventes dependem da adsorção física de uma molécula na fase gasosa em uma superfície sólida. Alta porosidade e grandes áreas de superfície são características desejáveis, para os sólidos adsorventes, permitindo maior área física para que a adsorção ocorra.

#### Adsorção em óxido de ferro

O óxido de ferro é um dos métodos mais utilizados para remoção de H<sub>2</sub>S e se realiza através de esponjas de ferro, produtos como palha de aço, cavacos e limalha podem ser utilizados como leito de reação. Pode ser usado lascas de madeira impregnadas com óxido de ferro como leito suporte, já que possuem área superficial para adsorção (LINDBERG; WELLINGER, 2006).

O óxido de ferro reage com o  $H_2S$  no biogás, formando sulfetos de ferro. Este, por sua vez pode ser regenerado por oxigenação. As reações a seguir descrevem estes processos (KOHL; NEILSEN, 1997):



A reação entre óxido de ferro e sulfeto de hidrogênio (4) é levemente endotérmica, sendo que a temperatura mínima de  $12^\circ C$  é necessária para fornecer a energia requerida pela reação. A faixa de temperatura ótima para esta reação está entre 25 e  $50^\circ C$ . Como a condensação de água reduz a superfície de adsorção, este método de dessulfurização deve ser antecedido por uma unidade de remoção da umidade do biogás. A reação de regeneração (5) é exotérmica, o que exige um controle cuidadoso do processo para evitar autoignição.

Tipicamente, duas colunas são instaladas, sendo uma para remoção de  $H_2S$ , e a outra para regeneração do óxido de ferro Figura 60. Devido ao acúmulo de enxofre elementar, a atividade da esponja de ferro é reduzida em 1/3 depois de cada regeneração. Por isso, a regeneração é apenas praticada uma ou duas vezes antes de uma troca (ABATZOGLOU; BOIVIN, 2009).

**Figura 60 Instalação de purificação de biogás com duas colunas de óxido de ferro em paralelo.**



Fonte: LINDBERG & WELLINGER (2006).



Este processo apresenta alta eficiência (>99%) em muitos casos, mas tem como desvantagem o alto custo, riscos de ignição e o descarte de resíduo químico (RYCKEBOSCH *et al.*, 2011). Desta forma, estudos aprimoraram a aplicação de óxido de ferro na remoção de H<sub>2</sub>S pelo desenvolvimento de outros meios suportes. Nesse sentido, muitos produtos alternativos à esponja de ferro foram desenvolvidos e estão disponíveis comercialmente, tais como SulfaTreat® e Sulfur-Rite®. Estes produtos são mais fáceis e seguros para operação do sistema, pois não sofrem combustão. Também, são materiais não tóxicos e perigosos, podendo ser descartados de forma mais segura que a esponja de ferro (ZICARI, 2003).

Novos estudos estão sendo realizados para a aplicação de estruturas de óxido de ferro com macroporos tridimensionais e nanométricos na remoção de H<sub>2</sub>S. Fan *et al.* (2013) mostrou que este tipo de material, com poros variando de 60 a 550 nm e sob temperaturas de 300 a 350°C, é mais reativo e eficiente que o óxido de ferro convencional. Isto ocorre porque as nanopartículas de óxido de ferro propiciam maior superfície de adsorção. Cristiano (2015) testou a remoção de H<sub>2</sub>S em óxido de ferro nanoestruturado e os resultados alcançados foram úteis para a definição de parâmetros genéricos a serem adotados no dimensionamento de filtro aplicado à dessulfurização de biogás.

### **Adsorção com carvão ativado**

Carvão ativado é um dos mais versáteis adsorventes conhecidos com alta eficiência de remoção, disponibilidade, baixos custos de reutilização e possível recuperação de produtos (HERNANDEZ *et al.*, 2011; DE MELO LISBOA & SCHIRMER, 2007). Possui elevada área superficial porosa, com a grande vantagem de poder se regenerar, ou seja, é possível regenerar o carvão e adquirir novamente seu poder de adsorção, por métodos térmicos ou químicos, por exemplo. Um dos métodos mais utilizados em indústrias, para se verificar a porcentagem de regeneração do carvão ativado, é



analisando o índice de iodo do carvão conforme norma MB-3410 da ABNT (LAS CASAS, 2004). Os poros podem ser maiores ou menores, de acordo com o objetivo da utilização, em processos onde há necessidade de se obter uma alta eficiência de remoção de poluentes. Além de remover as substâncias que produzem gosto, odor e matéria orgânica dissolvida, remove também cor (característica física, devida à existência de matéria dissolvida) e fenóis (METCALF & EDDY, 1991). Atualmente o carvão ativado tem como um dos seus principais usos o combate a poluentes, gasosos ou líquidos.

A aplicação do carvão ativado pode ser realizada de duas maneiras: utilizando-se do carvão ativado em pó (CAP) ou sob a forma de carvão ativado granular (CAG). Existe também a possibilidade de impregnação do carvão ativado com substâncias químicas adequadamente escolhidas, que podem aumentar a afinidade adsortiva para certas substâncias. Por exemplo, hidróxido de sódio, carbonato de sódio, hidróxido de potássio (KOH), iodeto de potássio e óxidos de metal são os revestimentos mais comumente utilizados, dentre outros sólidos alcalinos ou óxidos que melhoram as características físicas adsortivas. (ZICARI, 2003).

Bonatto (2013) testou a eficiência de remoção de  $H_2S$  com o uso de carvão ativado granular, estudando e comparando a atividade de duas marcas comerciais, considerando suas respectivas caracterizações. Os testes foram conduzidos em escala laboratorial, em uma coluna de vidro de 1,5 cm de diâmetro, preenchida com 6 cm do material, com as velocidades diferentes de fluxo de entrada de gás (200 ppm de  $H_2S$ ) monitoradas por manômetro e rotâmetro, e a concentração de saída sendo medida a cada 2 minutos. Os resultados apresentaram eficiências de remoção 90 a 100% da concentração inicial de  $H_2S$ , (BONATTO et al., 2013). Outros aspectos puderam ser observados por esse experimento, tais como a influência da velocidade, pois deve se considerar a perda de carga em um sistema de filtros bem como a pressão com o que o gás entrará em contato com os poros adsortivos, O tempo de contato do gás com o material adsorvente deve ser o suficiente para que ocorram, gradualmente, os melhores níveis de adsorção no processo como um todo.



### Adsorção em biochar

A adição de biochar e/ou hidrochar durante o processo de digestão anaeróbia veem sendo implementada devido ao seu potencial de absorção de  $H_2S$ ,  $CO_2$  e  $NH_3$ . Biochar é um material carbonáceo sólido, obtido a partir da carbonização termoquímica de biomassa em um ambiente limitado de oxigênio. Pode ser considerado um substituto ao carvão ativado. O hidrochar é obtido através do processo de carbonização hidrotérmica, que é realizado em ambiente aquoso (CAVALI et al., 2022).

### 4.8.4 Separação por membranas

A remoção de  $H_2S$  pode ser feita pelo uso de membranas, através de dois tipos de técnicas: separação por alta pressão e absorção gás-líquido. A separação por alta pressão remove seletivamente o  $H_2S$  e  $CO_2$  do biogás, sendo empregada, principalmente, em três estágios com a produção de gás contendo 96% de metano. A absorção gás-líquido é uma técnica mais recente que usa membranas microporosas hidrofóbicas como interface entre gás e líquido. O  $CO_2$  e o  $H_2S$  são dissolvidos no líquido absorvente, enquanto o gás metano é coletado (ZHAO et al., 2010).

As vantagens da separação por membranas incluem pouca manutenção, processo compacto e alta eficiência (ZHAO et al., 2010). Na faixa de temperatura entre 25 a 35 °C, a concentração do  $H_2S$  no biogás pode ser reduzida de 20.000 ppm a 250 ppm, obtendo uma eficiência de 98% (RYCKEBOSCH et al., 2011).

A adoção da separação por membranas para remoção de  $H_2S$  pode ser mais interessante quando a remoção do  $CO_2$  também é necessária, como para o caso de células a combustível e transformação do biogás a biometano.

## 4.8.5 Processos biológicos

As tecnologias físicas e químicas para a remoção de  $H_2S$  são largamente mais empregadas em escala real, pois são bem consolidadas e possuem alta eficiência. No entanto, estas tecnologias geralmente apresentam alto custo de operação, requerem o uso de produtos químicos e a disposição de subprodutos, o que representa um dilema para o gerenciamento da valorização do biogás (KOBAYASHI *et al.*, 2012). Neste sentido, os métodos biológicos são considerados soluções mais viáveis e mais ambientalmente corretas, já que eles necessitam de menores temperaturas e pressões, e menor ou nenhum consumo de reagentes (SYED *et al.*, 2006).

Os métodos biológicos de remoção de  $H_2S$  de biogás são similares à técnica de dessulfurização pela introdução de oxigênio ao tanque de digestão. Este processo forma enxofre elementar, ou ainda sulfato e outros compostos de enxofre. Para estas reações, segundo Deublein e Steinhäuser (2008), os microrganismos necessitam de carbono, sais inorgânicos (N, P, K) e alguns elementos traços (Fe, CO, Ni) como nutrientes.

A depender do tipo de bactéria, a oxidação do  $H_2S$  pode ocorrer em condições aeróbias, tendo o  $O_2$  como receptor de elétrons, ou em condições anaeróbias, com receptores de elétrons alternativos ( $NO_3^-$ ). A Tabela 38 caracteriza algumas reações envolvendo a biodessulfurização (PRESCOTT *et al.*, 2003).

**Tabela 38 Caracterização de reações envolvendo biodessulfurização**

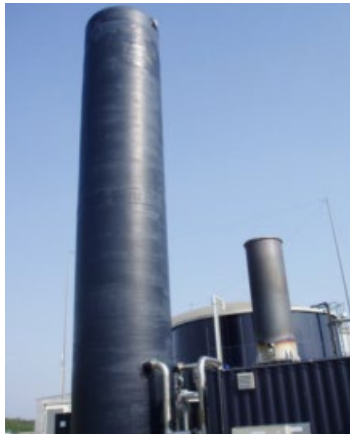
Bactéria	Doador de elétrons	Receptor de elétrons	Fonte de carbono	Produtos
<i>Thiobacillus sp.</i>	$H_2S$	$O_2$	$CO_2$	$S^0$
<i>Thiobacillusdenitrificantes</i>	$H_2S$	$O_2, NO_3^-$	$CO_2$	$S^0, N_2$
<i>Thiobacillusferro-oxidantes</i>	$Fe^{2+}, H_2S$	$O_2$	$CO_2$	$Fe^{+3}, S^0$

Fonte: Adaptado de Prescott et al., 2003.



A remoção biológica de  $H_2S$  do biogás é geralmente realizada por lavadores biológicos e adequados para elevadas concentrações deste composto. (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008. A Figura 61 ilustra esta tecnologia.

Figura 61 Lavador biológico na usina de Bruck/Leitha (Áustria) com capacidade de 800 m<sup>3</sup>/h de biogás bruto.



Fonte: TU WIEN (2012).

## 4.9 DETECÇÃO E REMOÇÃO DE SILOXANOS

Os siloxanos se integram no subgrupo de compostos que contém ligações sílica-oxigênio com radicais orgânicos ligados à molécula de sílica incluído grupos metilo e etilo entre outros (podem conter igualmente compostos halogenados e nitrogênio). São utilizados em diversos tipos de produtos domésticos, tais como detergentes, xampus, desodorantes, cremes e outros produtos que, depois de usados, atingem o meio ambiente através de fluxos de águas residuais ou eliminação de resíduos sólidos. Durante a digestão anaeróbia, os siloxanos volatilizam e são transportados com o biogás (DEWIL, APPELS e BAEYENS, 2006; PIECHOTA, 2021, PASCUAL *et al.*, 2022).

O impacto provocado pelos produtos da combustão dos siloxanos pode ser profundo, dado que afetam o funcionamento dos equipamentos, aumentando a sua periodicidade de manutenção e, conseqüentemente, os custos associados ao seu uso.



O método comercialmente mais usado para remoção dos siloxanos consiste na adsorção destes compostos por carvão ativado (PETERSSON & WELLINGER, 2009). No entanto, existem outros métodos passíveis de serem utilizados para a remoção/neutralização destes compostos: adsorção, absorção, hidrólise química, processo de condensação usando nitrogênio líquido, peroxidação e tecnologias de processo biológico (SOREANU et al., 2008; SU et al., 2013).

Ajhar *et al.* (2010) listam uma série de companhias e tecnologias para remoção de siloxanos, de modo que técnicas de adsorção não regenerativa em leitos fixos com a utilização de carvão ativado são as mais utilizadas. Ao considerar a escala industrial, Shen *et al.* (2018) citam que a purificação do biogás em relação à remoção de siloxanos é feita empregando-se técnicas de adsorção não regenerativa em leito fixo, absorção e condensação criogênica.

### 4.9.1 Medição alternativa de siloxano

Um grupo de pesquisa da Universidade de Lion, França desenvolveu e patenteou um método para otimização da amostragem de compostos orgânicos voláteis de sílica por absorção e quantificação total de silício. O método empregado foi espectrometria de emissão óptica por plasma acoplada indutivamente - ICP-OES (CHOTTIER *et al.*, 2014). O estudo e a patente receberam a denominação de “Compostos voláteis de silício orgânico em biogás: Desenvolvimento de Métodos de Amostragem Analítica para Quantificação Total de Silício”.

A técnica se baseou na absorção líquida em etanol e foi considerada mais inofensiva e ecológica do que o metanol ou outros solventes, como acetona, tolueno, hexano e heptano, fator que minimizou os riscos de amostragem do biogás. O método utilizado permitiu a quantificação global de Si. O fácil uso dos protocolos de amostragem e análise revelou ainda que a incerteza do método é aceitável para aplicações de tratamento de biogás. Dessa forma, um primeiro passo para a quantificação total de Si em biogás foi estabelecido, permitindo o acesso a um indicador global de qualidade do biogás.



Os resultados foram apresentados com uma incerteza de 15% e, de acordo com os autores, ainda é possível quantificar os compostos de sílica polares separadamente dos menos polares (CHOTTIER *et al.*, 2014).

## 4.10 Remoção de Siloxano

### 4.10.1 Adsorção

Segundo Appels *et al.* (2008), o método mais aplicado na remoção de siloxanos é a adsorção com carvão ativado. No entanto, devido à elevada presença de contaminantes no biogás, com concentrações bastante diferentes, existe a competitividade que ocorre entre todos os compostos em relação ao meio adsorvente. Existem diversos tipos/classes de carvão ativado no mercado, tal como o escudo de coco e grafite usado em biogás seco e comprimido no digestor anaeróbio (24,8 atm, ponto de condensação 4,4 °C).

De acordo com as eficiências obtidas, o gel de sílica aparenta ser um adsorvente especialmente promissor com um elevado custo-benefício para aplicação no pré- tratamento do biogás (capacidade de adsorção de mais de 100mg/g), uma vez que pode ser usado simultaneamente na secagem do biogás, o que privilegia a remoção de siloxanos. Um dos problemas da aplicação desta técnica está relacionado com a regeneração dos meios adsorventes, por exemplo, no caso do carvão ativado a sua regeneração é bastante complicada. A regeneração térmica funciona melhor para o gel de sílica do que para o carvão ativado.

### 4.10.2 Absorção

A absorção de siloxanos pode ser conseguida através da utilização de solventes orgânicos com ponto de ebulição elevado. Instalações para absorção de siloxanos incluem spray's e colunas compactas. Uma desvantagem considerável deste método de pré-tratamento consiste no fato de ser difícil obter uma eliminação completa dos elementos de silicone, uma vez



que os siloxanos altamente voláteis são facilmente transferidos do solvente a elevadas taxas de fluxo de biogás (fenômeno de *stripping*). Estes problemas não ocorrem quando os siloxanos são quimicamente absorvidos, ou seja, convertidos em compostos de baixa volatilidade (Appels *et al.*, 2008a). Huppmann *et al.* (1996) usou tretadecano como absorvente e atingiu uma taxa de eliminação de 97% para D4.

### 4.10.3 Hidrólise química

A hidrólise catalítica ácida das ligações sílica-oxigênio aparenta ser bastante útil. A elevada estabilidade deste composto requer valores baixos de pH e/ou elevada temperatura (DEWIL *et al.*, 2006). Dimetilsiloxanos cíclicos e lineares são bastante estáveis contra a degradação química e bioquímica. Contudo, ácidos fortes conseguem quebrar a ligação Si-O, originando poli-dimetilsiloxanos. Os materiais aquosos absorventes incluem soluções de ácido sulfúrico, ácido nítrico e ácido fosfórico.

### 4.10.4 Peroxidação: da cura a não formação de siloxanos

Todos os métodos anteriormente referidos são métodos curativos, contudo nos últimos estudos realizados existem registros de uma técnica preventiva de remoção dos siloxanos, a peroxidação. Appels *et al.* (2008) demonstrou a aplicação da peroxidação na remoção dos siloxanos, com recurso aos seguintes agentes peroxidantes:  $H_2O_2$  (peróxido de hidrogênio), POMS (peroximonosulfato) e DMDO (dimetildioxirano). A aplicação destes compostos é realizada antes da entrada do alimento no digestor anaeróbio.

A remoção que ocorre devido à presença destes compostos é explicada por dois mecanismos: primeiro, pela quebra de ligações em siloxanos de elevado peso molecular, dando origem a compostos de peso molecular inferior que são oxidados a VMS. Segundo, por destruição dos flocos (EPS) nos quais os siloxanos são adsorvidos, os quais acabam por volatilizar para



a atmosfera. Appels *et al.* (2008) registou uma remoção de cerca de 50% para qualquer um dos agentes oxidantes, exceto no caso de DMDO, que atingiu uma remoção de 85% para D4. Este método é inovador, dado que permite a remoção dos siloxanos antes da entrada do lodo no digestor.

## 4.11 REMOÇÃO DE CO<sub>2</sub>

O enriquecimento do biogás consiste na sua transformação em biometano, o que ocorre pela remoção de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), além da retirada dos contaminantes abordados anteriormente. O biometano apresenta tipicamente 97 a 99% de CH<sub>4</sub> e 1 a 3% de CO<sub>2</sub>. Entre os principais métodos existentes comercialmente para a remoção do CO<sub>2</sub> estão: absorção (lavagem com água), adsorção por balanço de pressão (PSA) e separação por membranas. (RYCKEBOSCH *et al.*, 2011).

### 4.11.1 Absorção com água

O dióxido de carbono pode ser removido do biogás com o uso de absorventes, sendo a água o principal absorvente empregado. O CO<sub>2</sub> possui uma maior solubilidade em água que o metano e, portanto, é dissolvido e removido do biogás, particularmente em baixas temperaturas e altas pressões. Além do CO<sub>2</sub>, o H<sub>2</sub>S e a amônia também podem ser reduzidos com a dissolução em água (TU WIEN, 2012).

Este processo é baseado na passagem de água pressurizada em contracorrente. O biogás é introduzido na parte inferior da coluna de absorção, tipicamente a uma pressão entre 1000 e 2000 kPa, em sentido ascendente. Já a água é alimentada no topo da coluna, em sentido descendente. A coluna é preenchida com materiais que aumentam a superfície de contato entre gás e líquido (RYCKEBOSCH *et al.*, 2011).

O biogás que sai no topo da coluna é enriquecido de metano e saturado de água, por isso a remoção de umidade deve ser prevista a jusante. A água de lavagem é conduzida para outra coluna similar, onde a pressão é reduzida e o CO<sub>2</sub> é liberado para a atmosfera. Assim, a água pode ser reciclada e usada para lavagem na coluna de absorção (PERSSON *et al.*, 2006).

A eficiência de separação de  $\text{CO}_2$  por este método é de 95%, sendo esta tecnologia simples e, relativamente, barata. Também, a perda de  $\text{CH}_4$  é pequena (menor que 2%), devido à grande diferença de solubilidade entre  $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$  (RYCKEBOSCH *et al.*, 2011). Na Figura 62 pode ser observada uma unidade de enriquecimento de biogás.

**Figura 62** Unidade típica de enriquecimento de biogás com Water Scrubbing: usina de Könnern (Alemanha) com capacidade de 1250  $\text{m}^3/\text{h}$ .



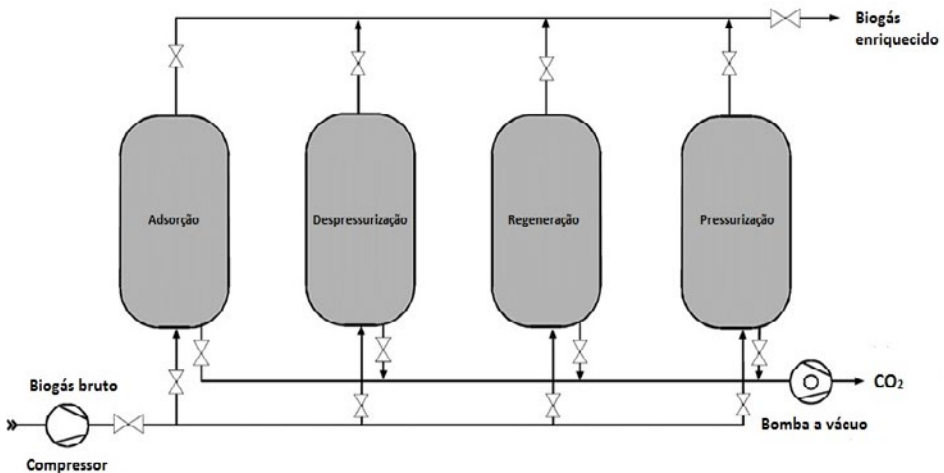
Fonte: TU WIEN (2012).

### 4.11.2 Adsorção por balanço de pressão (PSA)

O processo de adsorção por balanço de pressão (Pressure Swing Adsorption - PSA) está baseado no fato de que os gases, quando pressurizados, são adsorvidos por superfícies sólidas em diferentes intensidades (ZAO *et al.*, 2010). O método de PSA utiliza materiais como carvão ativado ou peneiras moleculares, tipicamente sílica-gel, alumina ou zeólita, para a adsorção diferencial de  $\text{CO}_2$ , deixando o  $\text{CH}_4$  passar através do meio. Além do  $\text{CO}_2$ , esta técnica pode separar, ainda, o  $\text{O}_2$  e o  $\text{N}_2$ , sendo a seletividade de adsorção alcançada pela aplicação de diferentes malhas ou de diferentes pressões. Estes materiais também adsorvem  $\text{H}_2\text{S}$ , no entanto, a adsorção do  $\text{CO}_2$  torna-se irreversível quando o  $\text{H}_2\text{S}$  está presente. Assim, o  $\text{H}_2\text{S}$  deve ser removido em uma etapa precedente (RYCKEBOSCH *et al.*, 2011).

O PSA consiste em colunas instaladas em série e preenchidas com material adsorvente. Normalmente, quatro colunas são utilizadas e funcionam em diferentes fases: adsorção, despressurização, regeneração e pressurização (Figura 63). O processo requer que o biogás esteja seco, por isso o vapor d'água deve ser removido em unidade a montante (PERSSON *et al.*, 2006).

**Figura 63 Esquema de um sistema de adsorção por balanço de pressão (PSA).**



Fonte: Ryckebosch *et al.* (2011).

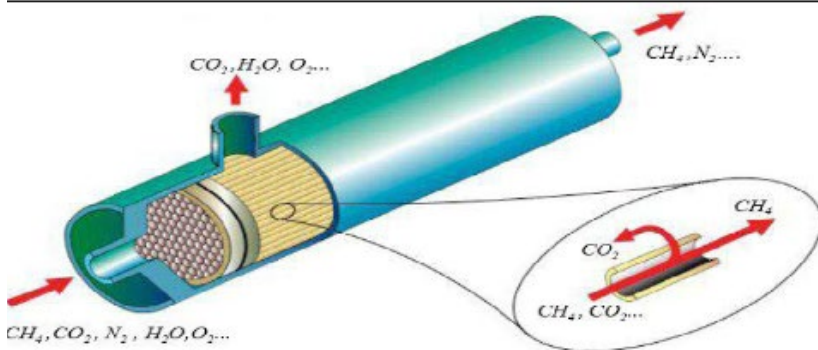
Cada coluna é sucessivamente pressurizada e despressurizada, sendo que o processo de adsorção migra para outra coluna após a saturação do leito. O leito saturado é, então, despressurizado, liberando uma mistura de metano e dióxido de carbono, a qual será recirculada para a entrada do sistema. O próximo passo é regenerar o leito ativo com maior despressurização ou submetendo a coluna ao vácuo, em que um fluxo de CO<sub>2</sub> é liberado para atmosfera. O leito regenerado é pressurizado para iniciar novamente o processo de adsorção na coluna (RYCKEBOSCH *et al.*, 2011).

### 4.11.3 Separação por membranas

O princípio de separação por membranas é que alguns componentes do biogás bruto são transportados através de uma fina membrana, enquanto outros são retidos. As membranas podem ser instaladas de forma combinada, como módulos de fibra obra ou outras estruturas, que fornecem uma grande área superficial em um sistema muito compacto. As pressões típicas de operação são de 25-40 bars (ZAO *et al.*, 2010). O biogás bruto pode ser enriquecido no máximo até 92% com o uso de uma membrana. Quando 2 ou 3 módulos são utilizados, o conteúdo de metano no gás de saída alcança 96% ou mais (RYCKEBOSCH *et al.*, 2011).

As membranas empregadas no enriquecimento do biogás são feitas de materiais permeáveis ao dióxido de carbono e a outros componentes, como água, amônia,  $H_2S$  e  $O_2$ . Já o metano passa direto pela membrana ou é retido somente em pequenas quantidades (Figura 64). As membranas comumente utilizadas no enriquecimento de biogás são fabricadas com polissulfona, poliamida ou polidimetilsiloxano. Estes materiais apresentam seletividades favoráveis à separação de metano e dióxido de carbono (TU WIEN, 2012). Na Figura 65 pode-se observar uma unidade de enriquecimento de biogás com membranas.

**Figura 64 Esquema de remoção de  $CO_2$  com membranas.**



Fonte: SILVA (2009).

**Figura 65** Unidade típica de enriquecimento de biogás com membranas: usina de Kisslegg (Alemanha) com capacidade de 500 m<sup>3</sup>/h.



Fonte: TU WIEN (2012)

## **4.12 PESQUISAS PARA A PURIFICAÇÃO DE BIOGÁS**

### **4.12.1 Óxido de Ferro Nanoestruturado para Remoção de H<sub>2</sub>S**

O objetivo da pesquisa foi avaliar a remoção de H<sub>2</sub>S com óxido de ferro nanoestruturado, visando ao estabelecimento de parâmetros para dimensionamento de unidade de dessulfurização de biogás. As características do material estão apresentadas no Quadro 9 que identifica sua diferença com compostos clássicos deste composto, devido ao seu processamento. A Figura 66 ilustra a sua forma de comercialização. A pesquisa foi conduzida no Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos da Universidade Federal de Santa Catarina (CRISTIANO, 2015)

**Quadro 9 Descrição do material adsorvente óxido ferro**

Parâmetro	Valor
Massa específica real	3,0 g/cm <sup>3</sup>
Massa específica aparente	1,0 g/cm <sup>3</sup>
Umidade	1,00 % em massa
Diâmetro médio dos pellets	2,00 mm
Comprimento dos pellets	3 a 10 mm
Área superficial	150 – 200 m <sup>2</sup> /g
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	> 80% em massa

Fonte: Carbonífera Criciúma S.A.

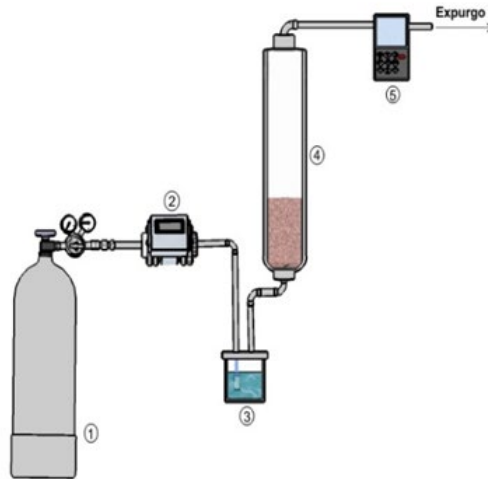
**Figura 66 Pellets de óxido de ferro**

Fonte: Os Autores, 2025.

A fim de se determinar o desempenho do óxido de ferro nanoestruturado, testes de adsorção foram conduzidos em reator de fluxo ascendente e contínuo, temperatura ambiente (superior a 20 °C) com a injeção de mistura sintética contendo a concentração de 200 ppmv de H<sub>2</sub>S (balanço em N<sub>2</sub>), conforme a Figura 67 que mostra a instalação experimental. Esta concentração é presente em muitos aterros sanitário e foi a selecionada para os estudos. Os resultados demonstraram que o tempo para a saturação completa do leito adsorvente aumenta com a diminuição da velocidade espacial, o que também resulta no aumento da capacidade de adsorção do OFN.

A maior capacidade de adsorção foi verificada no ensaio com  $2500 \text{ h}^{-1}$  e correspondeu a  $6,75 \text{ mgH}_2\text{S.gOFN}^{-1}$ . Através de técnicas de caracterização das amostras de OFN, verificou-se que o óxido de ferro foi convertido a sulfeto de ferro durante a saturação do leito. A sua regeneração foi realizada com a passagem de ar, e realizada em paralelo. A análise física do OFN indicou que ele é um material adsorvente conformado por nanopartículas aciculares de hematita ( $\alpha\text{Fe}_2\text{O}_3$ ), cuja área superficial é consideravelmente superior à de óxidos de ferro convencionais, o que justifica o seu bom desempenho e para projetos se recomenda trabalhar com  $1500\text{h}^{-1}$ .

**Figura 67 Sistema experimental para testes com óxido de ferro nanoestruturado**



**Nota:** (1) Cilindro com mistura gasosa  $\text{H}_2\text{S}/\text{N}_2$ ; (2) Controlador de vazão; (3) Umidificador; (4) Reator de leito fixo; (5) Analisador de  $\text{H}_2\text{S}$ . Fonte: Os autores, 2025.

## 4.13 PURIFICAÇÃO DE GÁS DE ATERRO SANITÁRIO USANDO ZEÓLITA 4A

Estudou-se o desempenho da zeólita 4A, sintetizada via rota hidrotérmica, na remoção do  $\text{CO}_2$  do gás de um aterro sanitário localizado na cidade de Caucaia-CE, conforme texto a seguir, de Souza Filho *et al.* (2018).



Na preparação da zeólita 4A utilizou-se a metodologia de Thompson *et al* (1982). Em um béquer de polipropileno, foram adicionados 5,00 g de aluminato de sódio (Sigma-Aldrich) e 35 mL de hidróxido de sódio (Sigma-Aldrich) 0,21 mol L<sup>-1</sup>. Em outro béquer de polipropileno, misturaram-se 7,16 g de metassilicato de sódio (Sigma-Aldrich) e 35 mL de hidróxido de sódio 0,21 mol L<sup>-1</sup>.

Misturaram-se as soluções, as quais foram transferidas para um cadinho de Teflon, que foi confinado em autoclave de aço inox. A mistura permaneceu em repouso por 18 horas, sendo, em seguida, submetida a aquecimento de 100 °C, em estufa, durante 4 horas. Após o resfriamento, a amostra foi lavada oito vezes com água destilada e seca a 80 °C durante 12 horas. Padronizou-se a granulometria em 74 µm.

A zeólita foi moldada na forma de *pellets*. A preparação dos *pellets* foi realizada por meio da maceração da zeólita na presença de uma pequena quantidade de solução aquosa de álcool polivinílico (PVA) 10% m/v. Com o auxílio de uma seringa, a mistura foi gotejada sobre uma placa de vidro. Os pellets foram secos em estufa a 50 °C por 30 minutos e, em seguida, calcinados a 550 °C durante 2 horas, com taxa de aquecimento de 5 °C min<sup>-1</sup>.

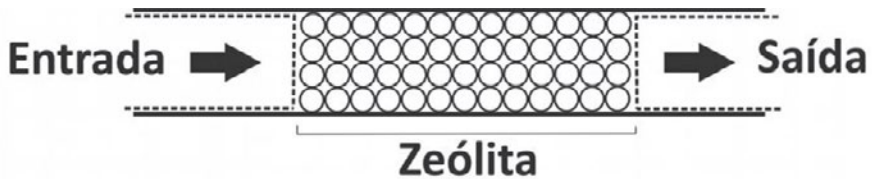
Caracterizou-se a zeólita 4A sintetizada por meio de difração de raios-X (DRX) e microscopia eletrônica de varredura (MEV). Medidas de DRX foram realizadas em difratômetro para amostras policristalinas *Panalytical* modelo *X-Pert PRO*, com spinner e geometria Bragg-Brentano, operando em modo contínuo com radiação de Cu K $\alpha$  a 40 kV e 45 mA. O difratograma foi obtido no intervalo 2 $\theta$  de 05 a 50° e tempo de contagem de 67 s. A identificação de fases cristalinas na amostra foi feita utilizando o aplicativo *X-Pert HighScore*.

As análises de MEV foram realizadas utilizando equipamento *FEG*, modelo *Quanta 450*. A amostra foi preparada em fita de carbono de dupla face sobre suporte de alumínio, sendo metalizada com ouro em atmosfera de argônio a baixa pressão, em equipamento *Quorum*, modelo *Q15DT ES*.

Foram preparados cartuchos em cilindros de quartzo (8 mm x 100 mm) contendo diferentes massas de zeólitas na forma de pellets (100 mg, 200 mg

e 400 mg), como ilustrado na Figura 68. Para cada massa utilizada, foram preparados três cartuchos para a realização dos ensaios de adsorção em triplicata. Nas extremidades de cada cartucho conectou-se a mangueira de sucção do equipamento de medição de gás (*GEM 5000*, da *Landtech*<sup>®</sup>).

**Figura 68 Esquema de cartucho com a Zeólita**



Fonte: Souza Filho et al. (2018)

As medições foram realizadas em três drenos do Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia – CE (ASMOC). Para cada medição, empregou-se um tempo de 20 minutos, independente da massa de zeólita utilizada. Na medição realizada no dreno 1, o cartucho de 100 mg foi conectado à mangueira de entrada do *GEM 5000*. Ao ligá-lo, com auxílio de uma bomba de sucção, o gás foi sugado para o interior do equipamento onde foram feitas as medições, porém, antes passando pela zeólita, na forma de pellets confinados no cartucho. Nos drenos 2 e 3, adotou-se o mesmo procedimento. Ao fim do uso dos cartuchos com 100 mg de zeólitas 4A, foram utilizados os cartuchos com massas de 200 mg e, depois, aqueles com massas de 400 mg.

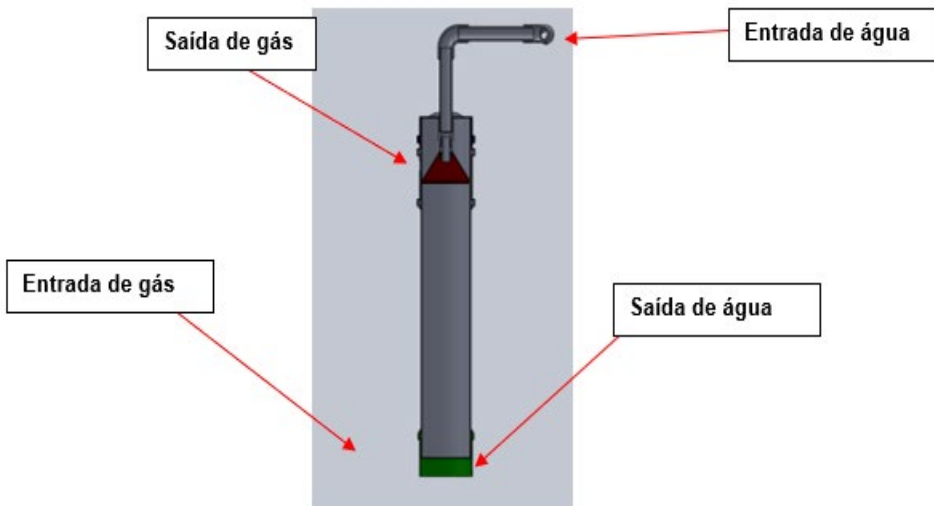
Os resultados mostram que o teor de  $\text{CO}_2$  manteve-se sem variações significativas nos gases dos diferentes drenos, com pouco mais de 40%. Pode-se observar o comportamento dos cartuchos de zeólitas quanto à retenção de  $\text{CO}_2$  presente na mistura do gás de aterro. Para os cartuchos contendo 100 mg de zeólita, observa-se que são necessários aproximadamente 8 minutos para a sua saturação. Os tempos de saturação dos demais cartuchos aumentaram, como esperado, proporcionalmente às massas de zeólita utilizadas, sendo necessários cerca de 14 minutos para os cartuchos contendo 200 mg de zeólita e de 20 minutos para os cartuchos com 400 mg de zeólita.

A zeólita 4A, na forma de pellets em colunas de quartzo, mostrou elevado potencial no processo de purificação do biogás de aterro no que diz respeito à retenção de  $\text{CO}_2$  e conseqüente purificação do  $\text{CH}_4$ .

## 4.14 LAVADOR DE BIOGÁS DE BAIXA PRESSÃO PARA REMOÇÃO DE $\text{CO}_2$ E $\text{H}_2\text{S}$

Na UNIOESTE foi desenvolvida a pesquisa referente a um lavador de gases para a remoção de poluentes por via úmida pressurizada, ou *Pressurized wet scrubbing*. Esse processo consiste em passar um fluxo de gás em contracorrente com algum fluido (geralmente água) com o intuito de dissolver os poluentes neste. Espera-se remoções de  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2\text{S}$  da ordem de 90 a 99%, quando se utiliza adequadamente o processo. A pesquisa foi conduzida na Universidade do Oeste do Paraná e a Figura 69 ilustra a técnica.

**Figura 69** Lavador de gases de baixa pressão simplificado



Fonte: Os Autores, 2025.

Testou-se a tecnologia com vazão de biogás da ordem de 300L/h, para avaliar a remoção de  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2\text{S}$ , utilizando solução de água com carbonato



de sódio a uma concentração de 10,0 g/l (0.094 mol/l). Obteve-se a remoção de 75% de CO<sub>2</sub> e o H<sub>2</sub>S alcançou eficiência superior a 95%. A mesma vazão foi avaliada para remover H<sub>2</sub>S através da aplicação de solução de sulfato de ferro III diluído em água a uma concentração de 4,0 g/l (ou 0,01 mol/l). O resultado mostrou eficiente remoção deste composto em biogás.

## 4.15 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A remoção de determinados elementos do biogás, como água, dióxido de carbono, siloxanos e sulfeto de hidrogênio são de extrema importância para aumentar o poder calorífico do biogás e evitar danos em tubulações e motores.

Existem diversas formas de retirar essas impurezas do biogás, entre elas a remoção por solventes físicos ou químicos. Solventes físicos tendem a ser favorecidos em relação aos solventes químicos quando a concentração dos gases ácidos ou outras impurezas é muito alta no biogás. Ao contrário de solventes químicos, solventes físicos não são corrosivos, requerendo apenas a construção de aço-carbono.

Ao considerar a remoção de água do biogás, as técnicas de secagem por adsorção e absorção são geralmente utilizadas a altas pressões, pois em pressão atmosférica apenas uma pequena quantidade de água é removida. Já a secagem por condensação é mais utilizada como pré-tratamento, pois é uma técnica relativamente simples. Finalmente, o zeólito é uma das técnicas mais utilizadas pela sua eficiência energética em relação às outras técnicas de secagem.

É fato que o investimento na área de aproveitamento energético a partir do biogás está em franca expansão em todo o mundo. Como foi mostrado, os siloxanos são compostos com características físico-químicas muito apelativas para o seu uso nas mais diversas áreas e dado que foram classificados pela EPA como isentos de regulação e não prejudiciais à saúde humana, espera-se que a tendência seja de um aumento da produção e utilização dos mesmos.



## 4.16 REFERÊNCIAS

ABATZOGLOU, N.; BOIVIN, S. **A review of biogas purification processes**. *Biofuels Bioproducts & Biorefining* - 3, 42-71. 2009.

AJHAR, M.; TRAVESSET, M.; YÜCE, S.; MELIN, T. **Siloxane removal from landfill and digester gas - a technology overview**. *Bioresour. Technol.*, v.101, p.2913–2923. 2010.

APPELS, L.; BAEYENS, J.; DEWIL, R. **Siloxane removal from biosolids by peroxidation**; *Energy Conversion and Management*, v.49, p.2859-2864. 2008.

ARIAS, J. **Remoción del sulfuro de hidrogeno**. H<sub>2</sub>S (g)/ácido sulfhídrico H<sub>2</sub>S en el biogás. *ECAG*. N° 53. 6p. 2010.

BAUER, F. *et al.* **Biogas upgrading – technology overview, comparison and perspectives for the future**. *Biofuels, Bioprod. Bioref.* 7:499-511. 2013.

BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO – ANP. Resolução ANP n° 8/2015 e da Resolução ANP n° 685/2017. Disponível em: <<http://www.anp.gov.br/biocombustiveis/biometano>>.

BRASIL. Decreto n° 11003, de 21 de março de 2022. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 23 mar. 2022.

BONATTO, I. **Remoção de H<sub>2</sub>S através de adsorção por carvão ativado**. 2013. 165f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, SC.

CAVALI, M.I.; LIBARDI, N.; MOHEDANO, R.A.; FILHO, P.B.; DA COSTA, R.H.R.; CASTILHO JUNIOR, A.B. **Biochar and hydrochar in the contexto of anaerobic digestion for a circular approach: An overview**. *Science of the Total Environment*, 822, 2022.



CABRAL, B. G. C. Avaliação da produção de biogás para fins energéticos em reatores anaeróbios tratando esgoto sanitário. Mestrado em Engenharia Ambiental – Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2016.

CHEROSKY, P.; LI, Y. **Hydrogen sulfide removal from biogas by bio-based iron sponge.** *Biosystems engineering*; 114: 55 e 59. 2013.

CHOTTIER, C.; CHATAIN, V.; JULIEN, J.; DUMONT, N.; LÉBOUIL, D.; GERMAIN, P. Volatile Organic Silicon Compounds in Biogases: Development of Sampling and Analytical Methods for Total Silicon Quantification by ICP-OES. Hindawi Publishing Corporation e Scientific World Journal Volume 2014, Article ID 537080, 7 pages <http://dx.doi.org/10.1155/2014/537080>

CRISTIANO, D.M. **Remoção de H<sub>2</sub>S com óxido de ferro nanoestruturado para fins de purificação de biogás.** 2015. 160f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, SC.

DAS, J.; RAVISHANKAR, H.; LENS, P.N.L. Biological biogás purification: **Recent developments, challenges and future prospects.** *Journal of Environmental Management*. 304, 114198, 2022.

DE MELO LISBOA, H.; SCHIRMER, W. **Controle da Poluição atmosférica** ENS/UFSC. Unidade VII, 93p, 2007.

DEDINI. Peneira Molecular. 2016. Disponível em: <<http://www.codistil.com.br>

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from Waste and Renewable Resources: An Introduction.** Wiley-VCH, Weinheim. 443 p. 2008.

DEWIL, R., APPELS, L., BAEYENS, J. 2006. **Energy use of biogas hampered by presence of siloxanes.** *Energy Conversion & Management*, **47**, 1711-1722.



DÍAZ I. et al. **Performance evaluation of oxygen, air and nitrate for the microaerobic removal of hydrogen sulphide in biogas from sludge digestion.** *Bioresource Technology*; 101:7724–7730. 2010.

DJAENI, M.; SASONGKO, S.B.; BOXTEL, A.J.B. Van. **Enhancement of Energy Efficiency and Food Product Quality Using Adsorption Dryer with Zeolite.** 2013.

DUANGMANEE, T. **Micro-aeration for hydrogen sulfide removal from biogas.** Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Iowa State University. Ames, Iowa. 2009.

GÖRISCH, Uwe; HELM, Markus. **Biogasanlagen: Planung, Errichtung und Betrieb von landwirtschaftlichen und industriellen Biogasanlagen.** 2 ed. Edição: Verlag Eugen Ulmer. 2007.

HERNANDEZ, S.P.; SCARPA, F.; FINO, D.; CONTI, R. **Biogas purification for MCFC application.** *International Journal of Hydrogen Energy*. 2011.

HUPPMANN, R.; LOHOFF, H.W.; SCHROEDER, H.F. **Cyclic siloxanes in the biological waste water treatment process-determination, quantification and possibilities of elimination.** *Fr J Anal Chem*, v.354, p.66-71. 1996.

KWAŚNY, Justyna; BALCERZAK, Wojciech; REZKA, Piort. **Application of zeolites for the adsorptive biogas desulfurization.** 2015. Disponível em: <<http://www.ejournals.eu>

KOBAYASHI, T. *et al.* **Characterization of sulfide-oxidizing microbial mats developed inside a fullscale anaerobic digester employing biological desulfurization.** *Appl. Microbiol. Biotechnol*, 93, 847–857. 2012.

KOHL, A. L.; NIELSEN, A. B. **Gas Purification**, Fifth Edition, Gulf Publishing Company, Houston TX. 1997.

KRISCHAN, J.; MAKARUK, A.; HARASEK, M. **Design and scale-up of an oxidative scrubbing process for the selective**



**removal of hydrogen sulfide from biogas.** Journal of Hazardous Materials; 215-216 (2012): 49-56. 2012.

KUNZ, A.; **Fundamentals of anaerobic digestion, biogas purification, use and treatment of digestate.** Sbera:Embrapa Suínos e Aves:Concórdia, 2022. 201 p.

KWAŚNY, Justyna; BALCERZAK, Wojciech; REZKA, Piort. **Application of zeolites for the adsorptive biogas desulfurization.** 2015.

KHAN, M.U., LEE, J.T.E., BASHIR, M.A., DISSANAYAKE, P.D., OK, Y.S., TONG, Y.W., SHARIATI, M.A., WU, S., AHRING, B.K. **Current status of biogas upgrading for direct biomethane use: a review.** Renew. Sustain. Energ. Rev. 149. 2021.

LAS CASAS, A. **Tratamento de efluentes industriais utilizando a radiação ionizante de acelerador industrial de elétrons e por adsorção com carvão ativado.** Estudo comparativo. 2004. 86p. Dissertação (Mestrado em Ciências, área de aplicações em tecnologia nuclear). Instituto de Pesquisas energéticas e nucleares. Autarquia associada a Universidade de São Paulo. SP, 2004.

LINDBERG, A.; WELLINGER, A. **Biogas Upgrading and Utilization** - IEA Bioenergy Task 24. International Energy Association, Paris, France. 20 p. 2006.

LOBATO, Lívia C. S. **Aproveitamento Energético de Biogás Gerado em Reatores UASB Tratando Esgoto Doméstico.** Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais UFMG, Minas Gerais, 2011.

MAIA, D. C. S. **Remoção de H<sub>2</sub>S e CO<sub>2</sub> de biogás para utilização energética.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Departamento de Engenharia Química, Universidade Estadual de Maringá. 2011.

METCALF & EDDY, INC.; TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse.** 3 ed. New York: McGraw-Hill, 1991.



MBEYCHOK. **Diagram of typical vapor-liquid separator**. 2016.

NETL. **Acid gas removal (AGR)**. 2016. Disponível em: <https://www.netl.doe.gov>

NÓBREGA, GERALDINE ANGÉLICA SILVA. **Determinação do teor de umidade do gás natural usando um dispositivo com adsorção**. Monografia (Engenharia de Processos e Processo de Separação) - UFRN, Departamento de Engenharia Química, 2016.

PASCUAL, C.; LEBRERO, R.; CANTERA, S. **Toward a sustainable and cost-efficient biological-based platform for siloxanes removal**. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2022.

PERSSON, M. **Evaluation of upgrading techniques for biogas**. Lund Institute of Technology. Report SGC 142. 2003.

PERSSON, M.; WELLINGER, A. **Biogas upgrading to vehicle fuel standards and grid injection**. IEA Bioenergy. 2006.

PETTERSSON, A.; WELLINGER, A. **Biogas Upgrading Technologies – Developments and Innovation**. IEA Bioenergy. 2009.

PIECHOTA, G., 2021. **Siloxanes in biogas: approaches of sampling procedure and GC-MS method determination**. *Molecules* 26.

PRESCOTT, M.L.; HARLEY, P.J.; KLEIN, A.D. **Microbiology**, 5th edition. New York, NY: McGraw-Hill Companies. 2003.

PROBIOGÁS. **Guia Prático do Biogás: Geração e Utilização**. Ministério das Cidades, Brasília, 2010.

RAMOS, I.; PÉREZ, R.; POLANCO, M. **Microaerobic desulphurisation unit: A new biological system for the removal of H<sub>2</sub>S from biogas**. *Bioresource Technology*. 142: 633-640. 2013.

RASI, S.; LÄNTELÄ, J.; RINTALA, J. **Trace compounds affecting biogas energy utilisation – a review**. *Energy Convers. Manage.* 52, 3369–3375. 2011.



RUTHVEN, Douglas M. **Principles of Adsorption and adsorption process**. University of New Brunswick, Fredericton. Editora: John Wiley & sons. 1984.

RYCKEBOSCH, E.; DROUILLON, M.; VERVAEREN, H. **Techniques for transformation of biogas to biomethane**. Biomass and Bioenergy 35 (2011) 1633-1645. 2011.

SHEN, M.; ZHANG, Y.; HU, D.; FAN, J.; ZENG, G. A review on removal of siloxanes from biogas: with a special focus on volatile methylsiloxanes. Environmental Science and Pollution Research, v. 25, n. 31, p. 30847–30862, 2018.

SILVA, CLAUDIO A. B. VELOSO E. **Limpeza e purificação do biogás**. Dissertação em Engenharia Mecânica) - Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, UTAD, Vila Real, Portugal. 2009. 103f.

SOREANU, G., *et al.* **Approaches concerning siloxane removal from biogas** - A review. Canadian Biosystems Engineering. 53: 8.1-8.18. 2011.

SOUZA FILHO, J. D. V. *et al.* Zeólita 4A para purificação do gás de aterro sanitário. **Química Nova**, v. 41, n. 1, p. 100-104, 2018.

SYED, M. *et al.* **Removal of hydrogen sulfide from gas streams using biological processes** - A review. 2006.

TANSEL, B.; SURITA, S.C. **Differences in volatile methyl siloxane (VMS) profiles in biogas from landfills and anaerobic digesters and energetics of VMS transformations**. Waste Management, v.34, p.2271–2277. 2014a.

TANSEL, B.; SURITA, S.C. **Oxidation of siloxanes during biogas combustion and nanotoxicity of Si-based particles released to the atmosphere**. Environmental toxicology and pharmacology, v.37, p.166–173. 2014b.

THOMPSON, R. W.; HUBER, M. J. **Analysis of the growth of molecular sieve zeolite NaA in a batch precipitation system**. Journal of Crystal Growth, v. 56, n.3, p. 711-722, 1982.



TU Wien - Technische Universität Wien (2012). **Einspeisung von Biomethan in Erdgasnetze Grundsätzliche Zusammenhänge und technische Anforderungen** BIOMON Evaluierung der Biomethanbereitstellung, Dipl.-Ing. Michael Beil LLH/ALB

VAN DER ZEE, F.P. et al. **Sulphide removal by moderate oxygenation of anaerobic sludge environments.** *Bioresource Technology*, 98, 518-524. 2007.

WARREN, K. **Techno-economic comparison of biogas upgrading technologies in Europe.** Master of Science Thesis. University of Jyväskylä, Faculty of Mathematics and Science Department of Biological and Environmental Science. 2012.

WEILAND, P. **Biogas production:** current state and perspectives. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 85, 849–860. 2010.

WEINRICH, S.; NELLES, M. DBFZ – **Deutsches Biomasseforschungszentrum. Basics of anaerobic digestion – Biochemical conversion and process modelling.** DBFZ: Leipzig. 2021.

ZHAO, Q. *et al.* **Purification Technologies for Biogas Generated by Anaerobic Digestion.** CSANR Research Report - Climate Friendly Farming Print. 2010.

ZICARI, S. M. **Removal of hydrogen sulfide from biogás using cow- manure compost,** Faculty of the Graduate School of Cornell University, 2003.

# 5

## CAPÍTULO

### **GERAÇÃO DE ENERGIA UTILIZANDO BIOGÁS ORIUNDO DE RESÍDUOS SÓLIDOS E LÍQUIDOS URBANOS**

**Samuel Nelson Melegari de Souza;  
Romeu Reginatto;  
Reinaldo Aparecido Bariccatti;  
Paulo Belli;  
Willian César Nadaletti;  
Doglas Bassegio**



## 5.1 INTRODUÇÃO

O processo de digestão anaeróbia de resíduos urbanos e agroindustriais em reatores de tratamento de resíduos e em aterros sanitários controlados tem como subproduto o biogás, o qual é um gás composto, em sua maioria, de metano ( $\text{CH}_4$ ) e dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ).

O biogás tem um conteúdo energético elevado, semelhante ao gás natural, podendo substituí-lo em muitas aplicações. A vantagem do biogás em relação ao gás natural seria o fato de ser renovável e produzido em todos os locais com disponibilidade de resíduos. A desvantagem é que o poder calorífico do biogás é menor que o do gás natural e tem em sua composição sulfeto de hidrogênio e umidade.

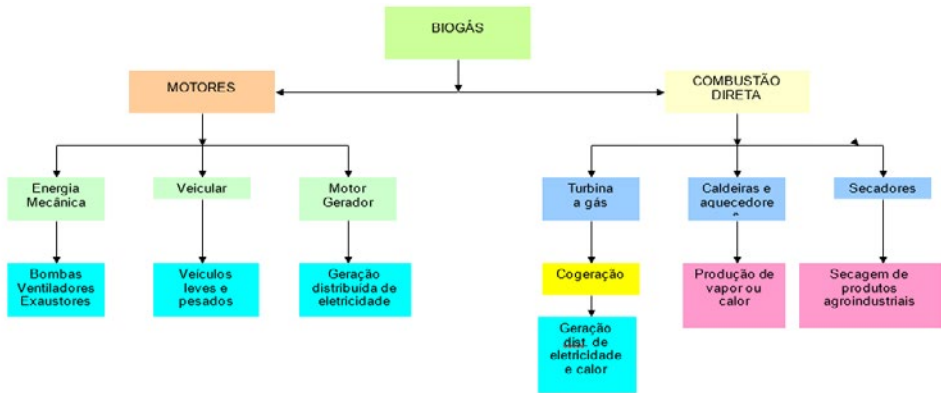
A combustão direta em caldeiras, aquecedores e uso na geração de eletricidade em motores geradores são os principais tipos de aplicação do biogás no Brasil. Atualmente o biogás vem sendo utilizado em caldeiras nas agroindústrias para produção de energia térmica (vapor, ar quente), destacando-se seu uso em fecularias de mandioca e abatedouros de animais, onde há disponibilidade de resíduos para a digestão anaeróbia em biodigestores.

Na geração de energia elétrica no Brasil, o biogás é utilizado na microgeração e minigeração distribuída e em Usinas Termelétricas (UTE) a biogás, utilizando-se como matéria prima para a biodigestão os resíduos urbanos (RU), os resíduos agrícolas (RA) e os resíduos agroindustriais (AGR).

Em 2016, segundo a ANEEL (2016), existiam 28 plantas de geração de energia com biogás no Brasil, com um potencial de 121 MW, sendo que 97% deste total corresponde a geração com resíduos urbanos (RU). Há previsão para que este potencial seja ampliado para 160 MW. Do ano de 2014 para 2015 a oferta de eletricidade com biogás teve um incremento de 44% (MME, 2016). Os números anteriores mostram que o uso do biogás na geração de energia no Brasil tem um grande potencial de crescimento. A Figura 70 mostra um fluxograma que resume as possibilidades de utilização do biogás como um combustível alternativo.



Figura 70 Fluxograma resumido da conversão do biogás



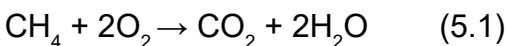
Fonte: WALSH et al. (1988) e CCE (2000).

## 5.2 BIOGÁS COMO COMBUSTÍVEL

O biogás é uma mistura de 40 a 75% de metano (CH<sub>4</sub>) e tem um poder calorífico entre 23338,52 e 6253,01 kcal/m<sup>3</sup> (IANNICELLI, 2008). As características físico-químicas do biogás afetam a escolha da tecnologia usada em sua limpeza e conversão em energia térmica e elétrica. Como é composto, em maior proporção, de metano e dióxido de carbono, as propriedades destes gases influenciam em suas propriedades.

### 5.2.1 Combustão do biogás

O combustível, ao ser misturado a um comburentes e sofrer ignição, entra em combustão. A reação de combustão completa do metano contido no biogás, com oxigênio, é dada pela equação a seguir (BIOGASBURNER, 2011):



A qual um volume de metano requer dois volumes de oxigênio, para produzir um volume de dióxido de carbono e dois de vapor. Assumindo-se que há 58% de metano no biogás e 21% de oxigênio no ar, a determinação da razão ar/combustível (A/C) estequiométrica para o biogás é mostrada na Tabela 39.

**Tabela 39 Razão A/C estequiométrica**

---

$$1) \frac{1}{0.58} = 1.72 \text{ volumes de biogás necessita de } \frac{2}{0.21} = 9.52 \text{ volumes de ar;}$$

---

$$2) 1 \text{ volume de biogás necessita } \frac{9.52}{1.72} = 5.53 \text{ volumes de ar;}$$

---

3) Razão A/C estequiométrica:

$$\frac{1}{5.53} = 0.153 = \mathbf{15.3\%} \text{ de biogás no ar (razão estequiométrica).}$$

---

Fonte: BIOGASBURNER (2011).

Para o caso de uma mistura ar/biogás, a razão estequiométrica é de 15.3% de biogás no ar. O biogás queima numa relação entre 9 e 17% de biogás no ar. A variação da razão estequiométrica é dada pela relação entre a razão ar/biogás real e a estequiométrica, onde a combustão é completa.

$$\lambda = \frac{A/C_{real}}{A/C_{estequiométrica}} \quad (5.2)$$

$\lambda < 1$  a mistura rica (deficiência de ar);

$\lambda > 1$  a mistura pobre (excesso de ar);

$\lambda = 1$  mistura estequiométrica.

Nos motores geradores a gás há uma sonda instalada na saída dos gases de exaustão, cuja função é detectar se a mistura ar/combustível está próxima da estequiométrica (ideal). Caso não esteja, existe um mecanismo que ajusta, por meio de válvula borboleta, a relação ar/combustível para valores próximos da ideal.

## 5.2.2 Poder calorífico

O poder calorífico inferior (PCI) é utilizado para determinar o potencial teórico de energia contida nos combustíveis. Quanto maior a concentração de metano, mais energia por unidade de massa, ou seja, maior o poder



calorífico inferior (PCI) do biogás. Conhecendo-se o percentual de metano no biogás, o poder calorífico inferior do metano e a densidade do metano, o PCI do biogás pode ser obtido (MITZLAFF, 1988).

### **5.2.3 Limite de inflamabilidade e velocidade da chama**

A percentagem mínima e máxima de um combustível numa mistura ar combustível para que essa mistura entre em combustão é chamada de limite de inflamabilidade. Para o biogás com 58% de metano, ele está entre 9 a 17% de biogás no ar e, com o aumento do percentual de metano estes valores tendem a decrescer. A velocidade da chama é a velocidade de uma frente de chama de uma mistura ar combustível efetuada sob determinadas condições. É uma propriedade importante no dimensionamento e modificação de queimadores, pois ajuda a determinar a estabilidade da combustão. Também é utilizada na determinação do avanço de ignição nos motores de combustão interna. O seu valor é de 0,25 m/s no ar para o biogás com 58% de metano (BIOGASBURNER, 2011).

### **5.2.4 Temperatura da chama e umidade do biogás**

A temperatura da chama é um parâmetro importante na performance dos sistemas de combustão. Este parâmetro é importante no dimensionamento do sistema, pois a taxa de produção de calor é diretamente proporcional à temperatura da chama. A temperatura teórica da chama na queima do biogás decresce em função da maior concentração de dióxido de carbono e umidade (CCE, 2000).

O vapor de água composto no biogás tem um impacto significativo na combustão, pois tende a alterar o poder calorífico, limite de inflamabilidade, temperatura da chama e razão ar combustível (WALSH et al., 1989). A Tabela 40 mostra algumas propriedades de diferentes combustíveis gasosos, incluído o biogás.



Tabela 40. Propriedades de diferentes tipos de combustíveis gasosos

Propriedade	GLP	Gás Natural	Hidrogênio	Biogás	Gás de Síntese
Composição (% vol.)	C <sub>3</sub> H <sub>8</sub> (30%) C <sub>4</sub> H <sub>10</sub> (70%)	CH <sub>4</sub> (30%) C <sub>2</sub> H <sub>6</sub> (70%) C <sub>3</sub> H <sub>8</sub> (2%) N <sub>2</sub> (1%) CO <sub>2</sub> (5%)	H <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub> (57%) CO <sub>2</sub> (41%) CO (0,18%) H <sub>2</sub> (0,18%)	CO (24,3%) H <sub>2</sub> (22,6%) CH <sub>4</sub> (2,2%) CO <sub>2</sub> (9,3%) N <sub>2</sub> (41,2%)
Poder calorífico inferior (1 atm e 15°C)	45,7	50	120	17	3500 - 6000 (kJ/m <sup>3</sup> )
Densidade (1 atm e 15°C)	2,26	0,79	0,08	1,2	1,05
Velocidade da chama (cm/s)	38,25	34	275	25	20-30
Estequiometria A/C (kg de ar/kg de combustível)	15,5	17,3	34,2	5,7	2
Temperatura de autoignição (°C)	405-450	540	585	650	625

Fonte: Porpatham, Ramesh e Nagalingam (2008).

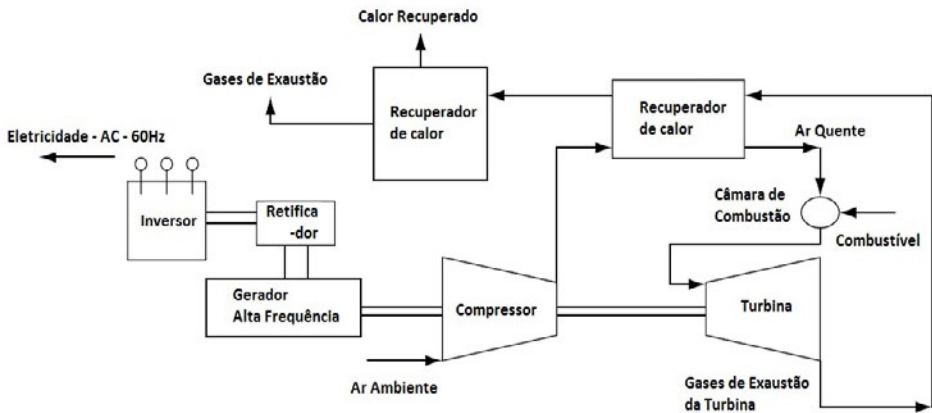
## 5.3. GERAÇÃO DE ENERGIA COM BIOGÁS

O biogás é um combustível na forma gasosa, o qual pode ser convertido em energia em diferentes sistemas de geração. Dentre os sistemas de geração de energia com biogás, os quais vem sendo utilizados comercialmente no Mundo, destacam-se a microturbina a biogás e o motor de combustão interna (MCI) acoplado a um gerador de eletricidade, sendo o último o mais utilizado.

### 5.3.1 Microturbinas a Gás

A microturbina a gás (MTG) é uma tecnologia de geração de energia em pequena escala, com uma faixa de potência entre 25 a 500 kW, sendo uma boa opção como um sistema de geração distribuída (LORA; HADDAD, 2006; SOARES, 2007). A Figura 71 mostra o diagrama de uma microturbina a gás.

Figura 71. Ciclo de uma microturbina a gás



Fonte: Soares (2007).

São quatro os principais elementos que compõem a microturbina a gás: (a) compressor; (b) turbina; (c) câmara de combustão; (d) recuperador de calor; e (f) gerador elétrico.

**a) Compressor:** o compressor tem como função elevar a pressão do ar atmosférico aspirado e canalizá-lo para a câmara de combustão. Para isso utiliza parte da potência mecânica produzida pela turbina. O compressor centrífugo é o modelo mais empregado em microturbinas, o qual trabalha com pequenas e médias vazões de ar e com razão de compressão típica de 3:1. Consiste em um rotor e uma carcaça contendo um difusor. O ar aspirado é impulsionado ao longo do rotor devido à sua alta rotação. A velocidade do fluido é convertida em pressão no mesmo rotor e, na saída do compressor, o difusor converte outra parte dessa energia cinética em pressão (MALDONADO, 2005).



**b) Câmara de Combustão:** na câmara de combustão ocorre a queima do combustível fornecido pelo bico injetor, utilizando uma grande quantidade de ar proveniente do compressor. A combustão libera energia em forma de calor impulsionando o ar aquecido contra as palhetas da turbina (COSTA, 2010).

**c) Turbina:** na turbina ocorre a transformação da energia térmica em mecânica. A mistura queimada na câmara de combustão é expandida e impulsionada em direção ao ambiente externo, passando pelas pás da turbina e criando um torque em seu eixo (MALDONADO, 2005). O eixo da turbina é acoplado ao compressor/gerador transferindo a energia mecânica produzida.

**d) Recuperador de Calor:** o recuperador de calor tem a função de aproveitar a energia dos gases quentes de exaustão da microturbina para preaquecer o ar antes de entrar na câmara de combustão, fato que aumenta a eficiência total do sistema, ao diminuir a quantidade de combustível exigida pelo processo de geração (MALDONADO, 2005; MELO, 2015).

**e) Gerador Elétrico:** onde a energia mecânica do eixo é utilizada para produzir energia. O tipo de gerador utilizado depende da forma construtiva e da tecnologia empregada, como será visto adiante.

O ciclo de microturbina a gás se baseia no chamado Ciclo de Brayton, no qual uma parte da energia produzida pela turbina é utilizada para mover o compressor e a outra para gerar energia mecânica e. O combustível é injetado numa câmara de combustão e, juntamente com o ar ambiente comprimido no compressor, entra em combustão formando gases a alta temperatura e pressão. Os gases são expandidos na turbina gerando energia mecânica para acionar o compressor e gerador de eletricidade (WYLEN *et al.*, 1998). Dentre as vantagens do uso de microturbinas para geração de eletricidade tem-se:

As microturbinas, além da produção de eletricidade, também produzem calor residual nos gases de exaustão (temperaturas entre 200 e 340 °C) permitindo o aproveitamento do mesmo em processos que demandam energia térmica.



Para a operação de microturbinas podem ser utilizados diferentes combustíveis: gás natural, biogás e combustíveis líquidos (querosene, diesel e biodiesel).

O tempo de vida é alto, podendo atingir 80.000 horas.

A baixa relação combustível/ar resulta em menores emissões de NOx e de CO e hidrocarbonetos, principalmente quando utiliza-se combustível gasoso.

São unidades modulares, o que facilita a instalação e manutenção constante das unidades. Podendo ser conectada à rede em paralelo para geração de energia .

A Tabela 41 mostra as especificações técnicas de turbinas a biogás fornecidas pelo fabricante Capstone Turbine Corporation.

**Tabela 41. Dados de especificação de turbinas a biogás da empresa Capstone.**

Modelo	C30 HP	C65 CARB	C200 HP
Potência nominal (kW)	30	65	200
Eficiência de conversão (%)	26	29	33
Fluxo de gás de exaustão (kg/s)	0,31	0,49	1,3
Temperatura de exaustão (°C)	275	309	280
Consumo específico de calor (Heate rate), (MJ/kWh)	13,8	12,4	10,9
Dimensões (LxCxH) (m)	0,76x1,5x1,8	0,76x2,2x2,6	1,7x3,7x2,5

Fonte: Capstone (2011).

Hoje, as microturbinas vêm sendo utilizadas em algumas partes do mundo para geração de eletricidade com biogás proveniente de estação de tratamento de esgotos (ETEs) e aterro sanitário. No Brasil, junto a ETE de Arrudas, em Minas Gerais, existem 3 conjuntos de 4 microturbinas de 200 kW perfazendo um total de 2,4 MW de potência de geração de eletricidade, suprimindo 90% da demanda da estação. O calor dos gases de exaustão é utilizado para aquecer o



lodo aumentando a eficiência do processo de biodigestão. A Figura 72 mostra um conjunto de microturbinas instaladas e em operação.

**Figura 72 Microturbinas instaladas (conjunto de 3 microturbinas), com 41 - 81 kVA.**



Fonte: DIRECT INDUSTRY (2019)

## **5.4. CONJUNTO MOTOR DE COMBUSTÃO INTERNA (MCI) GERADOR DE ELETRICIDADE**

Os motores de combustão interna (MCI) são as máquinas primárias mais utilizadas na geração de energia com aproveitamento do biogás. A maioria dos motores a gás utilizam o gás natural, o que facilita o processo de conversão para biogás (60% de metano).

Os grandes grupos geradores a biogás alcançam potências da ordem de 1,6 MW, os quais possuem um sistema de resfriamento a água, onde a água quente e gases de exaustão podem ser utilizados com o auxílio de



trocadores de calor (cogeração) para aquecimento do efluente dos biodigestores, produção de água quente para o processo produtivo, aquecimento de construções, produção de frio com o auxílio de sistemas de refrigeração por absorção (trigeração) e outras aplicações. O uso da energia térmica aumenta a eficiência do sistema.

### **5.4.1 Teoria dos motores de combustão interna**

De acordo com GIACOSA (1986), os motores térmicos de combustão interna são máquinas que tem por objetivo transformar a energia calorífica em energia mecânica diretamente utilizável. A energia calorífica pode provir de diversas fontes primárias, porém no caso dos motores a combustão, a energia calorífica tem origem na queima de combustíveis líquidos e gasosos. Portanto, pode-se dizer que os motores de combustão interna transformam a energia química do combustível em energia mecânica.

Obert (1971) define que nos motores de combustão interna os produtos da combustão são os próprios executores do trabalho. A maioria dos motores de combustão interna utiliza o princípio do êmbolo alternativo, onde este é dotado do movimento de vai e vem no interior de um cilindro, produzindo trabalho através de uma biela e de um eixo de manivelas.

Os motores utilizados para biogás podem ser de dois tipos: o ciclo otto e o ciclo diesel. Sendo que o ciclo otto ou de ignição por centelha é o mais fácil de adaptar para biogás, devido as unidades já existentes e adaptadas para gás natural. A principal alteração seria uma regulagem no carburador para a queima de uma mistura ar/combustível mais pobre. O motor diesel, ignição por compressão, pode ser adaptado para utilizar biogás na forma dual, onde a principal alteração é a introdução de um misturador na entrada do ar, antes de ser comprimido, permanecendo o restante funcionando sob o princípio diesel.



No motor dual o combustível injetado (diesel) entra em autoignição junto com a mistura ar biogás, sendo que a injeção do diesel é reduzida automaticamente pelo regulador de velocidade.

O ciclo diesel pode operar com 100% de biogás, mas para isso ele tem que ser ottolizado, ou seja, convertido para ciclo Otto. A conversão não é tão simples, pois envolve a remoção da bomba injetora, a introdução de um carburador e sistema de ignição por centelha, redução na taxa de compressão etc. Os fabricantes fornecedores de motor a gás no Brasil fazem essa conversão.

Os motores de ignição por centelha, movidos à gasolina ou os motores diesel convertidos à ciclo Otto podem ser facilmente convertidos para motores a gás. As mesmas técnicas de conversão de motor à gasolina para gás natural são utilizadas para o biogás. O biogás tem um poder calorífico de aproximadamente a metade do gás natural, logo o sistema de carburação tem que ser dimensionado para que o fluxo de biogás seja o dobro do gás natural para que a mesma potência seja mantida (MACARI; RICHARDSON, 1987; MUELLER, 1995).

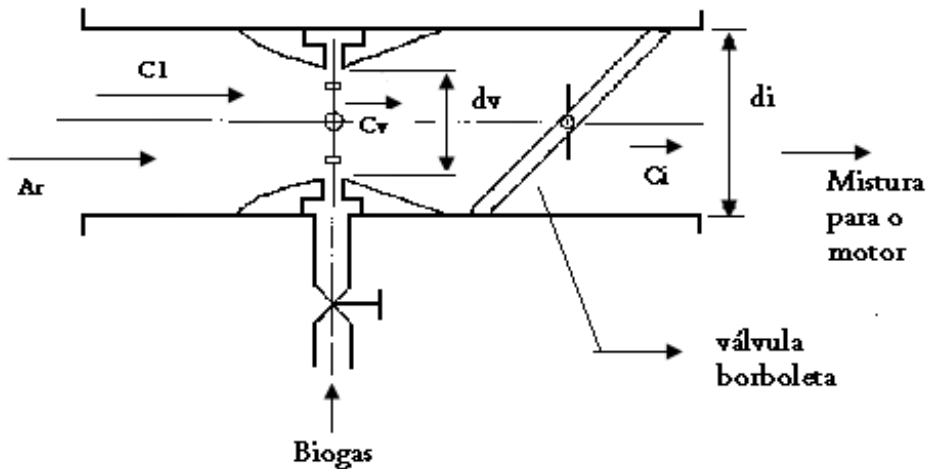
A principal modificação de um motor à gasolina para biogás é a instalação de um misturador gás com comburente (ar) no lugar do carburador. O controle do motor é efetuado pelo controle da mistura ar/combustível, por meio de uma válvula de variação de pressão, semelhante à válvula borboleta dos motores à gasolina. Outras modificações incluem a mudança na taxa de compressão e avanço de ignição.

### **Carburação**

O misturador utilizado na maioria dos motores a biogás é do tipo venturi e é instalado antes da entrada da mistura ar combustível na câmara de combustão. Utiliza o princípio de bernoulli, da mecânica dos fluidos, onde num fluxo de ar através de uma seção reduzida provoca uma queda de pressão facilitando a entrada de um gás combustível e tendo como resultado a mistura ar combustível. A Figura 73 mostra um misturador venturi, onde  $c_1$  é a velocidade da entrada do venturi,  $c_v$  a velocidade na seção contraída do

venturi,  $d_i$  o diâmetro do misturador na entrada do motor,  $d_v$  o diâmetro da seção contraída do venturi,  $c_i$  a velocidade da mistura na entrada do motor (MITZLAFF, 1988).

**Figura 73** Misturador venturi para biogás.



Fonte: MITZLAFF (1988)

### **As principais funções do venturi são (MITZLAFF, 1988):**

Para um alto fluxo de ar tem-se que a velocidade do ar é alta e a pressão na área contraída é baixa. A diferença de pressão entre o fluxo de biogás e a corrente de ar é alta. Logo, muito mais combustível flui através das aberturas para misturar com a corrente de ar.

Para um baixo fluxo de ar tem-se que a velocidade do ar é baixa e a pressão na área contraída é alta. A diferença de pressão entre o fluxo de biogás e a corrente de ar é baixa. Logo, pouco combustível flui através das aberturas para misturar com a corrente de ar.

O fluxo de biogás no misturador venturi depende da potência de operação do motor, poder calorífico inferior do biogás, consumo específico do motor e diferença de pressão entre a tubulação de alimentação de biogás e a pressão na seção reduzida do venturi. O diâmetro do tubo de alimentação



de biogás pode ser obtido por meio do conhecimento desses parâmetros; por outro lado, tais parâmetros são variáveis, o que pode levar a um superdimensionamento do tubo de alimentação. Com isso deve ser instalada uma válvula de calibração no tubo de alimentação de biogás.

A calibração do misturador venturi é feita durante a operação do motor a máxima potência e velocidade, onde primeiramente a válvula de calibração é mantida totalmente aberta e depois fechada gradualmente até o motor perder potência e, então é aberta cuidadosamente até o ajuste final. Com isso tem-se, por meio de uma abertura fixa da válvula, a alimentação correta de combustível a ser misturado no venturi.

Geralmente as empresas que convertem os motores fabricam os misturadores partindo de dimensões quaisquer e, a partir daí eles são testados no motor em operação, por meio da regulagem da entrada de ar ou de combustível e conseguem, a partir de um método interativo, chegar a um misturador ideal para o motor que será fabricado em série.

### **Taxa de compressão**

A razão entre o volume máximo do cilindro do motor e a câmara de combustão é a chamada taxa de compressão ou razão volumétrica de compressão. Nos motores à gasolina a taxa de compressão varia de 7 a 9:1 (MITZLAFF, 1988; SOUZA, 2004).

Os motores a gás (gás natural, biogás e outros) podem operar com uma taxa de compressão mais elevada, quando comparado com a gasolina, entre 12 e 13:1. Isto é possível porque o poder antidetonante do gás está ligado à concentração de metano ( $CH_4$ ), ou seja, quanto maior a quantidade, maior será a resistência à detonação. Para um motor a biogás a taxa de compressão não pode exceder a 12:1, pois a composição do biogás não é constante e isto pode levar à detonação em alguns momentos (ZAREH, 1998; CAÑAVATE, 1988; MITZLAFF, 1988). Souza (2004) converteu um motor Volkswagen AP 1.8 L, com 4 cilindros e 90 C.V. para biogás e utilizou



uma taxa de compressão de 12,5:1. Segundo Mitzlaff (1988), um aumento de 7 para 10:1 resulta num aumento de potência no motor da ordem de 10%.

A modificação na taxa de compressão consiste na usinagem da parte superior do cilindro, com a diminuição da câmara de combustão. Esse processo é irreversível e, após executado, o motor não poderá operar mais com o combustível original.

O ponto de ignição tem que ser avançado, pois a velocidade da chama do biogás é lenta em comparação com a gasolina (CAÑAVATE, 1988).

## 5.4.2 Gerador de eletricidade

O gerador de eletricidade seria a máquina secundária de um sistema motor/gerador, cuja função é transformar energia mecânica em elétrica, sendo constituído por uma parte fixa (carcaça) denominada estator, responsável pelo campo magnético, onde são localizados os polos do gerador. A outra parte é móvel e chama-se rotor, onde aparece a força eletromotriz.

O motor é fixado no gerador por meio de um acoplamento elástico capaz de absorver pequenos desalinhamentos axiais e radiais e vibrações geradas por variações de carga de desbalanceamento (BERNDSSEN, 2007).

Os geradores (ou alternadores) podem produzir eletricidade nas tensões 220/127 V, 380/220 V ou 440/254 V, dependendo do tipo de ligação trifásica. A potência produzida pelo gerador é a potência aparente (NISKIER, 2000).

$$Pa = \frac{\sqrt{3}.U.I}{1000} \quad (5.3)$$

Onde a potência do gerador (ou aparente) é dada em kVA, U é a tensão (V) e I é a corrente elétrica (A).

O gerador possui um fator de potência, o qual é a relação entre a potência ativa (P), a qual é medida em kW, com a potência do gerador



$$FP = \cos \theta = \frac{P}{Pa} \quad (5.4)$$

A potência ativa (kW) pode ser obtida em função do fator de potência como:

$$P = U.I.\cos \theta = \frac{Pa}{\sqrt{3}} \quad (5.5)$$

Quanto menor o fator de potência, mais potência reativa é produzida (kVar) e maior será a potência aparente em relação à ativa, o que demanda sistemas de distribuição de energia com fiações de maior dimensão.

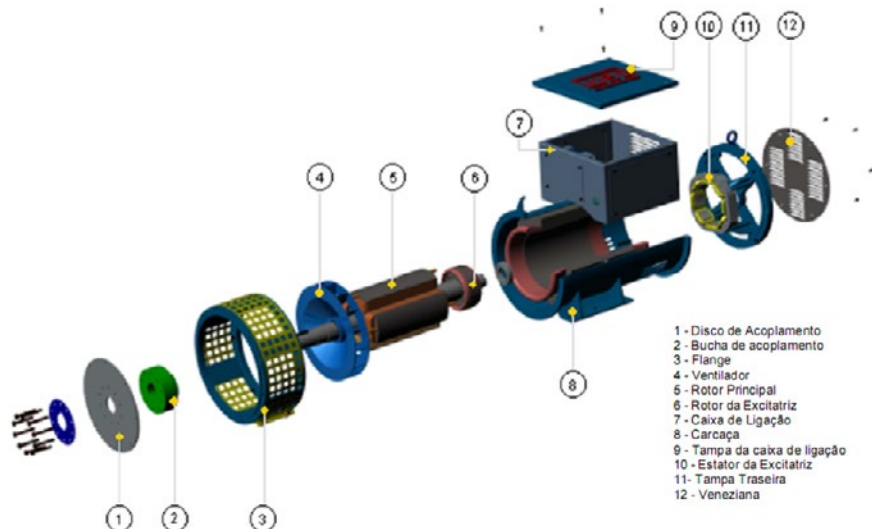
O rendimento de um gerador elétrico é a relação entre a potência elétrica produzida (kW), potência ativa, e a energia potência mecânica absorvida no eixo do motor.

$$\eta_g = \frac{P}{P_m} \quad (5.6)$$

Onde  $P_m$  é a potência absorvida pelo gerador no eixo do motor (máquina primária), em kW.

O rendimento de um gerador não é constante e varia com a carga; atinge o valor máximo com carga entre 80 e 100% da potência máxima. Geradores pequenos têm rendimento menor que os maiores. O rendimento do gerador para fins de projeto está em torno de 0,90 (90%). A Figura 74 mostra as partes principais de um gerador de eletricidade.

A seleção de geradores para uma determinada aplicação depende do conhecimento dos parâmetros de operação do sistema: a potência nominal, rotação (RPM), frequência (Hz), tensão nominal, o fator de potência, número de fases, número de polos, tipo de excitação, dados ambientais, tipo de acoplamento na máquina primária e outros.

**Figura 74 Misturador venturi para biogás.**


Fonte: WEG (2010)

O gerador utilizado para geração distribuída de eletricidade com biogás deve ser trifásico, com 4 polos girantes do tipo sem escovas (Brushless), com excitatriz e ponte retificadora trifásica de onda completa, montadas no mesmo eixo do alternador. A regulação de tensão deverá ser feita por regulador eletrônico de tensão para + ou – 2% em toda faixa de carga. Tabela 42 mostra alguns modelos de geradores de energia por fabricante.

**Tabela 42 Geradores de energia elétrica**

Fabricante/modelo	Ligação	Tensão	Potência/Polos/Frequência
<b>Toyama</b> TA38.OCT2-380 TA12.4C52	Trifásico Monofásico	220/380 V 115/220V	38 kVA (4 polos, 60Hz) 12.4 kVA
<b>NOVA</b> GA15004C00 GA435010C00	Monofásico Trifásico	110/220V 220/380 V	60 kVA, 48 kW (4 polos, 60Hz) 60 kVA, 48 kW (4 polos, 60Hz)
<b>BAMBOZZI</b> ARM	Trifásico	110/220V	40 kVA (4 polos, 60Hz)
<b>WEG</b> AG10250S AG10250M	Trifásico Trifásico	380/190/220/110V 380/190/220/110V	210 kVA (4 polos, 60Hz) 472 kVA (4 polos, 60Hz)

Fontes: TOYAMA (2019); WEG (2019); BOMBOZZI (2019); NOVA MOTORES (2019).

### 5.4.3. Motores geradores de eletricidade a biogás

Os motores geradores constituem-se no acoplamento entre o motor de combustão interna e o gerador de eletricidade (alternador). O acoplamento pode ser por meio de redutor (relação de engrenagens), polias (relação de polias) e correias e acoplamento direto. A eficiência de acoplamento, ou seja, a conversão de energia mecânica em elétrica é de cerca de 90% na velocidade síncrona.

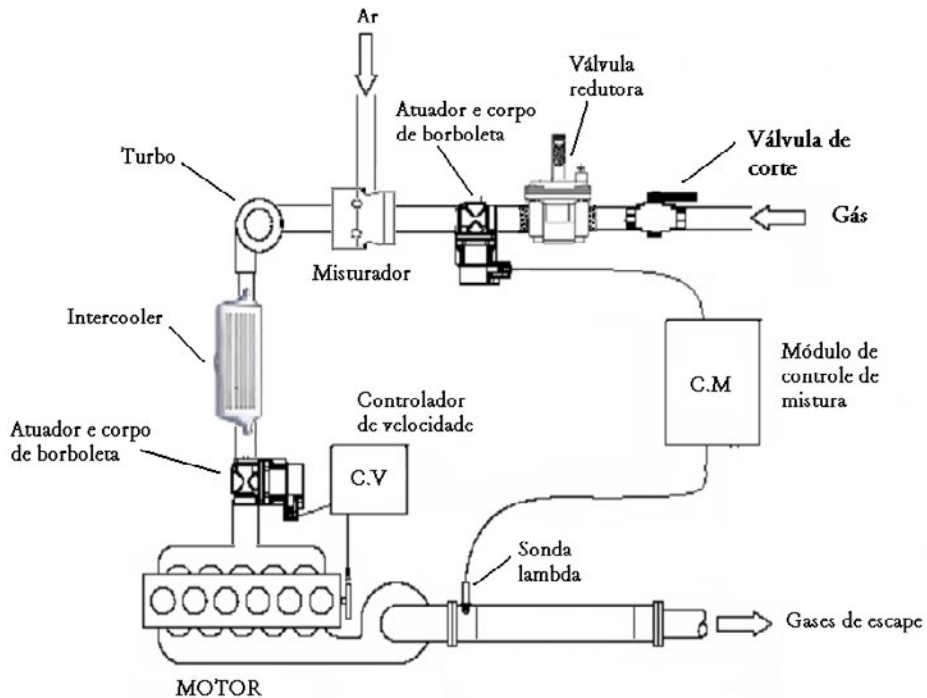
Além do motor de combustão interna (ignição por centelha) e gerador de eletricidade, outros componentes auxiliares compõem o sistema de geração de energia elétrica com motor gerador. Dentre os sistemas estão o controlador de velocidade, sistema de controle da mistura ar/combustível, sistema de partida, exaustão, arrefecimento e ventilação e painel de controle.

A rotação do motor tem que ser mantida em 1800 RPM, mas ela pode variar com a carga no gerador de eletricidade. Para manter a rotação constante no motor, esse controle é feito pela quantidade da mistura ar/combustível admitida pelo motor, por meio da abertura ou fechamento de uma válvula borboleta. A válvula é controlada por um módulo eletrônico conectado a um atuador eletrônico ligado ao corpo de borboleta. O módulo colhe informações de rotação (RPM) recebidas por meio de um sensor *pick-up* magnético (indutivo), instalado na carcaça do volante com proximidade adequada dos dentes da cremalheira. As informações são enviadas ao módulo, que ajusta o posicionamento da válvula borboleta pelo atuador eletrônico obtendo a rotação desejada (PEREIRA, 2011).

O controle da mistura ar/combustível consiste em ajustar eletronicamente a alimentação do combustível para o motor. Esse sistema utiliza uma válvula corpo de borboleta com atuador eletrônico acoplada a um controlador digital, o qual recebe sinal de uma sonda lambda, conectada no escapamento do motor, a qual faz a leitura do teor de oxigênio dos gases de emissão, indicando se a mistura ar/combustível é pobre ou rica de combustível. De acordo com a leitura o controlador manda um sinal para o atuador eletrônico, que efetua a abertura ou fechamento da válvula borboleta, controlando a passagem de biogás para o motor, até que a mistura estequiométrica seja formada (MAURO Jr; ALMEIDA, 2006).

Esse sistema permite uma economia de combustível e diminuição das emissões, além de corrigir as variações na concentração de metano no biogás. A Figura 75 mostra o circuito de alimentação de combustível gasoso no motor (máquina primária).

**Figura 75 Sistema de alimentação de gás combustível**



Adaptado de MAURO Jr. & ALMEIDA (2006).

Os motores geradores de energia elétrica utilizam sistemas baseados em relés, e sua função é controlar a partida do motor, operação do motor, fazer monitoramento, mostrar falhas e fornecem indicações, medições e alertas para a interface com o usuário. Os geradores com conexão à rede de energia elétrica (paralelismo) ou aqueles que demandam alto nível de desempenho, melhor funcionalidade e outros, utilizam controladores com circuitos eletrônicos. O sistema de controle e monitoramento do motor gerador deve incluir vários avisos e alarmes de desligamento para proteção do motor gerador (WOODWARD, 2011).



O motor de combustão interna (máquina primária) contém também os seguintes elementos auxiliares: filtro de óleo lubrificante, filtro de ar com elemento seco recambiável, sistema de ignição com velas, sensor de baixa pressão no óleo, sensor de temperatura de resfriamento. Quando a pressão do óleo abaixa, o sensor manda um sinal para um controlador que interrompe o funcionamento do motor. Quando a temperatura do fluido de arrefecimento atinge 95°C, o sensor manda um sinal para o controlador e o funcionamento do motor é interrompido.

O desempenho de um motor gerador varia com a carga, ou seja, quanto maior a carga do motor maior a eficiência total. A eficiência total pode ser calculada por:

$$\eta = \frac{P}{\dot{V} \cdot PCI} \quad (5.7)$$

Onde P é a potência útil de geração de eletricidade (kW),  $\dot{V}$  é a vazão volumétrica de biogás ( $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ ), nas condições normais de temperatura e pressão, PCI é o poder calorífico inferior do biogás ( $\text{kWh} \cdot \text{m}^{-3}$ ). A eficiência de geração de eletricidade num motor gerador está em torno de 26%. Este parâmetro é importante para o dimensionamento do potencial de geração de eletricidade com o uso do biogás com combustível. Quando o motor gerador trabalha a baixas cargas essa eficiência pode cair pela metade.

Atualmente os motores geradores a biogás disponíveis no mercado tem potências que variam de 10 kW a 1600 kW. Existem grandes empresas no Mundo que comercializam motores geradores a biogás, destacando-se a Caterpillar e a GE-Energy, com o grupo gerador JENBACHER. Algumas empresas no Brasil, as quais são nacionais, vêm se destacando, tais como a Biogás Motores Estacionários Ltda, a Leão Diesel e Stemac Geradores. A Tabela 43 mostra as especificações de motores geradores de alguns fabricantes.



Tabela 43. Modelos de motor gerador por fabricante.

Fabricante – Modelo	Potência (kW)	No. De cilindros	Curso (mm)	Diâmetro do cilindro (mm)	Consumo de biogás (m <sup>3</sup> /h)	Gerador	Rotação (RPM)	Tensão (V)
GE - Jenbacher	JMS 208 GS – B.L.C	8 l	145	135	-	-	1800	-
	JMC 420 GS-B.L	20 V70°	185	145	-	-	1200	-
Caterpillar	G3406	6 l	164	137	76,2 (100% carga), 62,2 (75% de carga) e 45,2 (50% de carga)	Auto excitado 4 polos	1800	220
	G3520 refrigerador a agua	20 V	190	170	832 (100% carga), 647 (75% de carga) e 461 (50% de carga)	Permanent magneto 6 polos	1200	480
Leão Energia	LGG70	4			30	Cramaco 4 polos	1800	220/380
	LGG120	6			50	Cramacho 4	1800	220/380
Biogás Motores Ltda	OM 366	6l	-	-	-	4 polos	1800	220/380

Fonte: GE-Energy (2011), Caterpillar (2011), Leão (2010), Biogás Motores (2011).

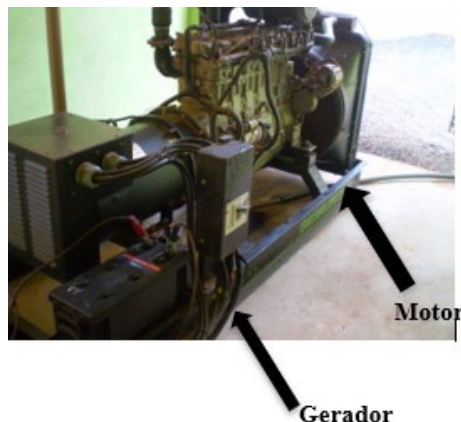
## 5.5. ESTUDOS DE CASO SOBRE GERAÇÃO DE ELETRICIDADE COM BIOGÁS

### 5.5.1 Performance de motor gerador operando com biogás

O objetivo deste estudo foi a avaliação de um motor gerador a biogás com capacidade de 100 kVA (80 kW) à ignição por centelha, ciclo diesel convertido pelo fabricante à ciclo otto, no qual foram obtidos a eficiência e o consumo específico de combustível.

O estudo foi realizado na UNIOESTE por SILVA (1015), onde utilizou-se biogás proveniente de tratamento de resíduos da suinocultura para geração de energia elétrica num grupo gerador de 100 kVA. O biogás da suinocultura, em termos de poder calorífico inferior, não apresenta diferença em relação ao biogás de ETEs ou de aterros sanitários quanto à concentração de metano (faixa entre 50 e 70% de metano). O grupo motor gerador foi avaliado em uma propriedade de engorda de suínos, a qual faz biodigestão dos resíduos e utiliza o biogás para geração própria de eletricidade. A Figura 76 mostra o grupo gerador instalado para geração de energia elétrica a partir do biogás.

**Figura 76 Grupo gerador a biogás de 100 kVA..**



Fonte: Os Autores, 2025.



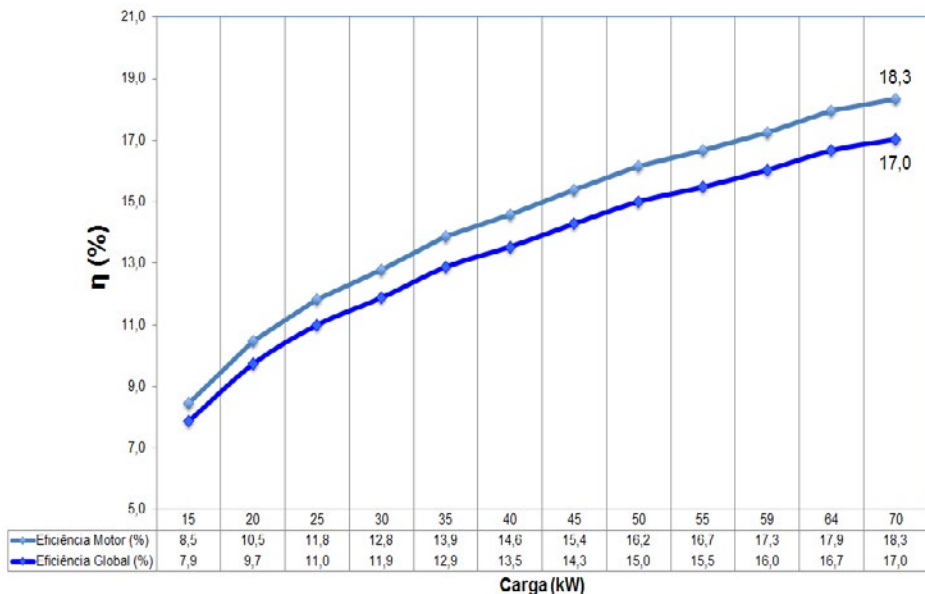
As características técnicas do grupo gerador são: motor Diesel convertido para biogás (Otto) - MWM 6.12T; rotação: 1800 rpm; gerador Gramaco G2R 200 MB4; número de polos: 4; tensão regulada Fase-Neutro: 127 V; potência nominal: 100 kVA; eficiência ( $\eta$ ) para  $\cos \varphi = 1$ : 92,9%.

Para o desenvolvimento deste estudo foram monitorados parâmetros ambientais, mecânicos e elétricos: temperatura ambiente, geração de eletricidade, concentração de metano e consumo de biogás.

A eficiência global do grupo gerador na conversão de energia do biogás em energia elétrica à carga máxima (100%) foi 17 %, enquanto à 50 % da carga foi de 14,3% (Figura 77). Pipatmanomai *et al.* (2009) utilizou um gerador de pequeno porte a biogás (1,6 kW) e conseguiu uma eficiência de 20,8%.

Retirando-se a eficiência média do gerador, que segundo o fabricante é de 92,9%, obteve-se uma eficiência de 18,3% somente do motor a plena carga, para conversão do biogás em energia mecânica.

**Figura 77** Eficiência global do conjunto motogerador e do motor

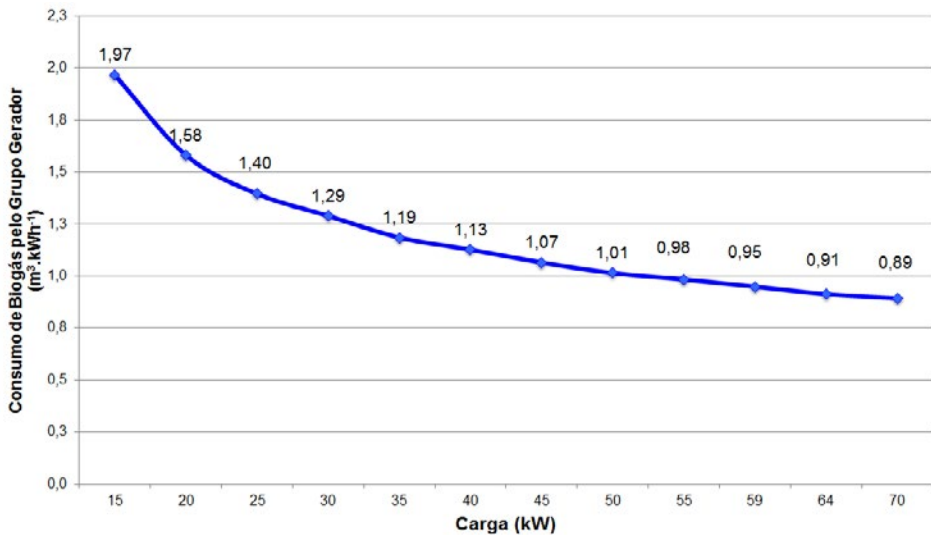


Fonte: Os Autores,2025.

Ao se retirar a eficiência média do gerador, que segundo o fabricante é de 92,9%, obteve-se uma eficiência de 18,3% somente do motor a plena carga, para conversão do biogás em energia mecânica.

Para Çengel e Boles (2013), em motores a combustão interna com ignição por centelha, como utilizado neste estudo, as eficiências variam entre 25 e 30%, superior em mais de 25% ao rendimento encontrado neste estudo. A Figura 78 apresenta um gráfico com o consumo específico de biogás do grupo gerador conforme diferentes cargas.

**Figura 78 Consumo específico em diferentes cargas**



Fonte: Os Autores,2025.

O consumo específico de biogás foi de 1,97 m<sup>3</sup>.kWh<sup>-1</sup> para a menor carga do ensaio de 15 kW. À plena carga (70 kW) o consumo foi de 0,89 m<sup>3</sup>.kWh<sup>-1</sup>, um aumento de 46% de eficiência.

Segundo Mitzlaff (1988), em motores a combustão interna do tipo Otto, diferentemente do tipo Diesel, o consumo específico de combustível é maior a cargas parciais, pois o fluxo de ar é reduzido (*throttled*) e, como foi observado neste estudo, quanto maior a carga, maior a eficiência do motor a combustão.



À plena carga tem-se um índice de 1,12 kWh produzidos com 1 m<sup>3</sup> de biogás. Segundo informação da empresa Biogás Motores Estacionários LTDA, na Alemanha os motores a biogás alcançam uma produção de 2 kWh para 1 m<sup>3</sup> de biogás consumido. Isso mostra que os fabricantes nacionais têm que investir em melhorias tecnológicas a fim de aumentar esse índice, ou seja, atingir uma eficiência de 30%.

## 5.6 Considerações sobre a melhoria do rendimento de motores geradores a biogás

Os motores geradores a biogás podem alcançar uma relação produção de energia elétrica (kWh) por biogás consumido (m<sup>3</sup>) de 2,4 kWh, ou seja, uma eficiência de 37%. A empresa Biogás Motores Estacionários LTDA conseguiu uma relação de 1,8 kWh por m<sup>3</sup>.

Dados da Carterpillar, motor 1600 kW, mostram a relação 1,85 kWh por m<sup>3</sup> (75% carga) e 1,92 kWh por m<sup>3</sup> (100% de carga), máximo 30% de eficiência. Segundo o fabricante de motores biogás Motores Estacionários LTDA, os caminhos para a melhoria da eficiência são:

- Aumento da taxa de compressão dos 12,1:1 para 13-14:1. Ao aumentar a temperatura de compressão no cilindro e, conseqüentemente, a potência para um volume de combustível melhora-se, desse modo, o rendimento termodinâmico.
- Para que as empresas que convertem motores consigam atingir este valor é necessário ter um sistema de controle da detonação do motor em cada pistão e, assim, regular a taxa de compressão.
- Investir em materiais mais resistentes e sistema de refrigeração mais robusto.
- Melhor controle da queima do biogás. Ter um bom sistema eletrônico de gerenciamento da injeção e ignição (avanço de ignição), em função do teor de metano no biogás.



- Quanto menor o teor de metano, mais pobre a mistura, o que exige uma maior vazão de mistura ar/combustível.

## 5.7 Motor operando no modo dual

Além do uso do biogás para geração de eletricidade utilizando-se motores de ignição por centelha, acoplados a geradores de eletricidade (motores geradores), poderiam ser utilizados os motores ciclo diesel no modo dual (duplo combustível).

O motor de combustão dual é caracterizado por operar simultaneamente com combustível líquido (diesel ou biodiesel) e combustíveis gasosos, tais como o gás natural, o gás liquefeito de petróleo, o hidrogênio e o biogás, transformando energia química em energia mecânica. Quando empregados, simultaneamente, esses combustíveis trazem resultados positivos (SUZUKI *et al.*, 2011).

Dentre as vantagens do uso de motores dual diesel/biodiesel e biogás destacam-se, de acordo com SALEH *et al*, 2008; BARIK & MURUGAN, 2015:

- Necessidade de poucas adaptações e, na falta de biogás, o motor irá operar normalmente apenas com diesel/biodiesel;
- Os motores ciclo diesel são mais resistentes em comparação com o ciclo otto;
- Maior facilidade para o agricultor que dispõe de biogás na propriedade, pois pode adquirir um motor diesel e fazer a conversão para biogás e tornar-se autoprodutor de energia;
- O motor dual pode operar somente com combustível líquido, caso haja ausência no suprimento de combustível gasoso. Ou seja, numa propriedade agrícola onde ocorre uma redução abrupta na produção de biogás, o agricultor estará com o fornecimento seguro de eletricidade.

Este estudo, realizado na UNIOESTE, teve como objetivo obter o desempenho de um motor gerador ciclo diesel operando com o biogás, obtendo-se assim qual seria a redução no consumo de diesel.

Utilizou para a realização do experimento um Grupo Motor Gerador (GMG) ciclo diesel marca Branco e modelo BD-6500CFE, como visto na Figura 79.

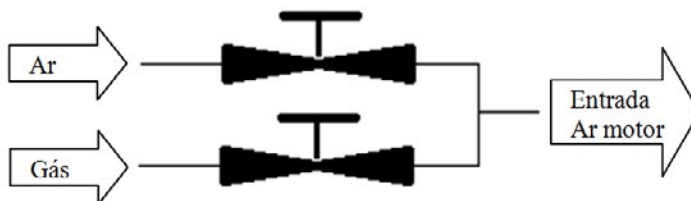
**Figura 79 GMG Branco modelo BD-6500CF.**



Fonte: BRANCO (2011).

O GMG utilizado não sofreu alteração, uma vez que a detonação ocorre por compressão no motor de ciclo diesel e para o funcionamento no modo dual com gás de gaseificação ou biogás, é necessária uma porção de diesel para inflamar o gás. A alteração consiste do acoplamento na entrada de ar do motor do GMG, bem como de um misturador tipo Venturi com dois registros de esfera: um para o ar e o outro para o gás, para dosar de forma manual a melhor relação ar/gás para a condição de carga do sistema, como ilustrado na Figura 80.

**Figura 80 Acoplamento Ar/Gás.**

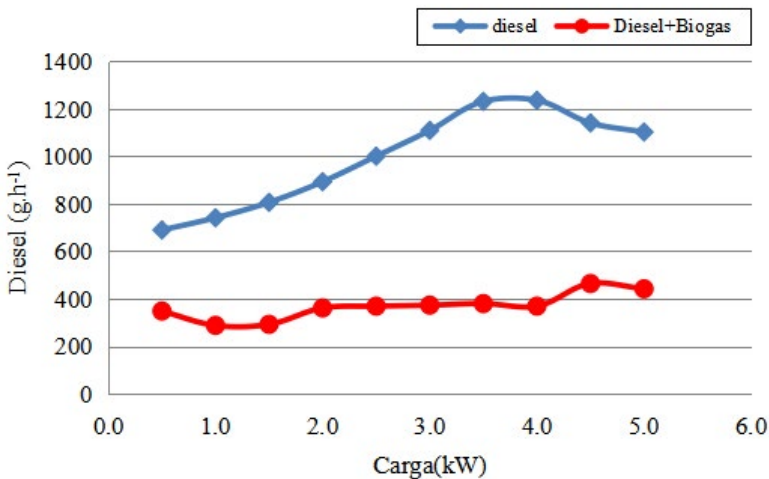


Fonte: Os Autores,2025.

As condições da operação são determinadas pelo ajuste de entrada de gás e ar no Venturi sob condições de carga de 250W a 5000W, determinadas por uma associação de resistências ligadas ao gerador (banco de resistências).

A utilização do biogás no motor dual contribuiu para a melhor estabilidade de tensão do gerador com média de 201 V, quando no modo normal e de 221 V, quando no modo dual. A Figura 81 mostra o comportamento do consumo de diesel em função da carga solicitada, nos modos normal e dual.

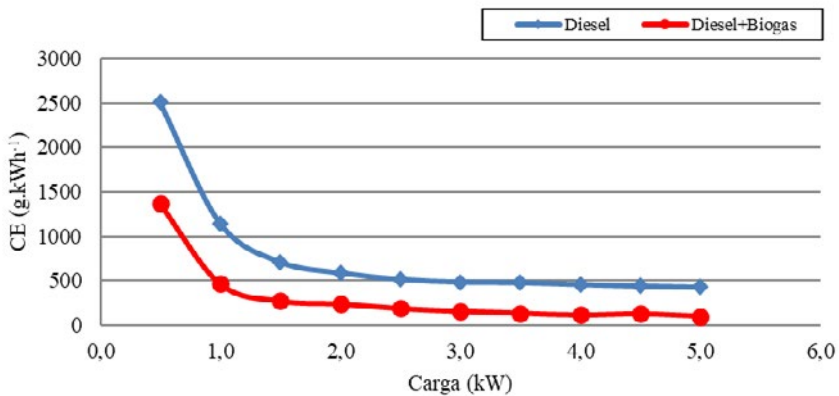
**Figura 81 Consumo em função da carga.**



Fonte: Os Autores, 2025.

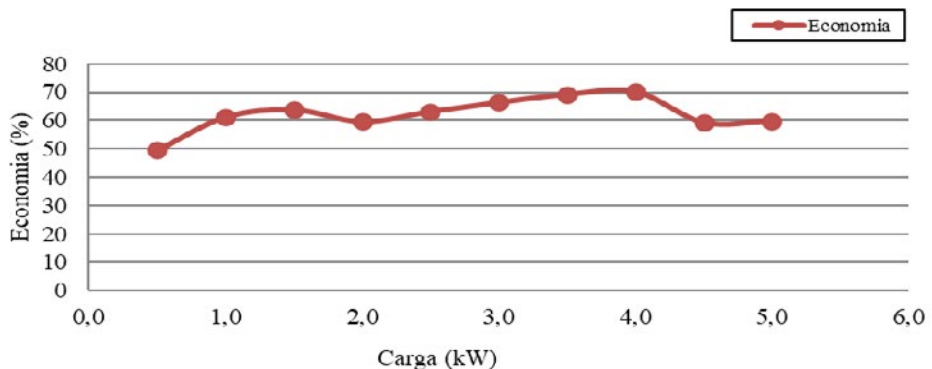
A utilização do biogás contribuiu para a redução média do consumo de 63,7%, porém, a redução máxima de consumo foi de 73,8% com 4,0 kW, como demonstrado por Silva (2011).

Observou-se que tanto no modo dual como no modo normal o consumo específico (CE) é elevado quando o sistema opera com carga baixa, o que caracteriza menor desempenho do motor. Com o aumento da carga solicitada houve diminuição do consumo específico. O consumo específico do combustível (CE), em função da carga solicitada nos modos normal e modo dual, está demonstrado na Figura 82.

**Figura 82 Consumo específico em função da carga.**

Fonte: Os Autores,2025.

Na faixa de carga compreendida entre 0,5 kW e 4,0 kW, o CE mínimo no modo normal foi de 457,45 g.kWh<sup>-1</sup> com 4,0kW de potência, enquanto o CE máximo apresentou resultado de 2502,28 g.kWh<sup>-1</sup> com 0,5kW de potência. No modo dual, o CE mínimo foi de 92,93 g.kWh<sup>-1</sup> com 4,0 kW de potência e o máximo foi de 936,93 g.kWh<sup>-1</sup> com 0,5 kW de potência. A Figura 83 mostra que a economia de diesel está relacionada com a carga solicitada, entre os modos normal e dual, quando se utilizou biogás.

**Figura 83 Economia em função da carga**

Fonte: Os Autores,2025.



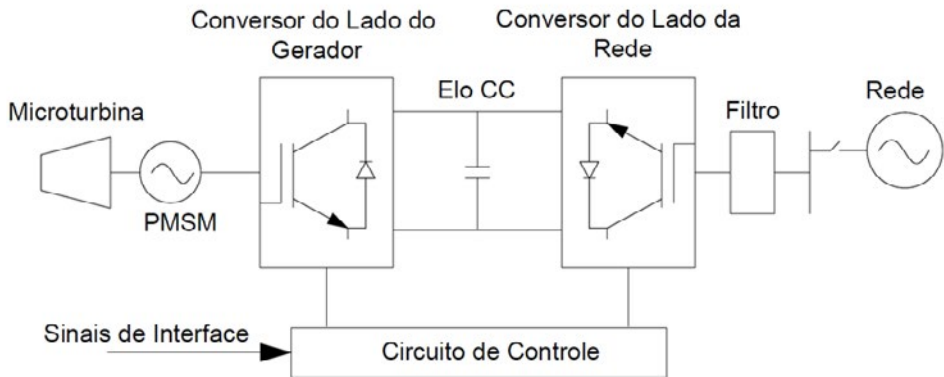
A utilização do biogás contribuiu para redução média de 63,7% do consumo de diesel, e alcançou redução máxima de 73,8% com 4,0 kW, como demonstrado por Silva (2011).

## 5.8 Dinâmica de microturbina a gás *single-shaft* conectada à rede

Sistemas de geração de energia elétrica baseados na microturbina a gás tipicamente podem ser operados nos modos isolado ou interligado à rede elétrica. No modo isolado, a microturbina alimenta diretamente cargas locais. No modo interligado, a microturbina fornece energia para a rede elétrica, possibilitando tanto a venda de energia quanto a alimentação de cargas locais, simultaneamente.

A operação no modo interligado exige a conexão à rede, a qual demanda pelo atendimento das normas da concessionária de energia elétrica para conexão de micro ou minigeração. Visando favorecer os estudos de conexão, esta seção tem como objetivo a caracterização dinâmica de um sistema de geração de energia elétrica com microturbina a gás interligado, incluindo o comportamento transitório durante a ocorrência de faltas (curtos-circuitos) na rede de distribuição de energia elétrica.

O sistema de geração estudado na UNIOESTE por PINTO (2018) é representativo de uma microturbina Capstone C30, de 30 kW, 480 V, 60 Hz, *single-shaft*, cuja estrutura geral pode ser visualizada na Figura 84. O gerador é do tipo síncrono com ímãs permanentes, operando em velocidade nominal de 96.000 rpm, ou frequência de 1,6 kHz. A conexão à rede é feita por meio de conversor estático tipo *back-to-back*.

**Figura 84 Sistema de geração com microturbina a gás single-shaft**

Fonte: Os Autores, 2025.

A microturbina a gás foi representada matematicamente pelo modelo de Rowen (PINTO, 2018). Este modelo, juntamente com o modelo matemático dos demais componentes, gerador síncrono, elo CC, conversores do lado da rede e gerador, foram implementados no software Matlab/Simulink adotando a modelagem fasorial. A rede elétrica é representada de maneira simplificada, composta de uma impedância representativa de uma linha de distribuição conectada a uma fonte de tensão, representativa da subestação de energia elétrica. Os mesmos estudos podem ser conduzidos considerando modelos mais detalhados da rede elétrica para estudos específicos de conexão à rede.

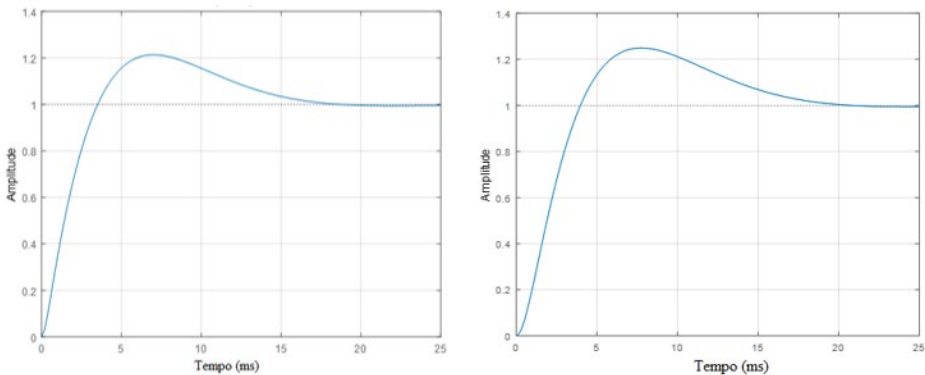
O estudo da dinâmica envolveu 2 etapas principais: (i) análise das malhas de controle com base em modelo linearizado (aproximação linear); (ii) análise do comportamento transitório durante faltas e obtido por meio de simulações computacionais.

Na topologia *single-shaft*, um conversor estático realiza a interface entre o gerador e a rede elétrica, adequando a energia produzida à frequência da rede. Ao mesmo tempo, o conversor estático possibilita a realização de toda estrutura de controle, especialmente a potência ativa entregue à rede e o fator de potência/potência reativa entregue ou absorvida da rede.

O controle da potência mecânica da microturbina e, portanto, da potência ativa gerada, é realizado através do controle da velocidade do gerador. A referência do regulador de velocidade da microturbina é mantida constante e, à medida que a velocidade do gerador é reduzida, aumenta-se o erro de velocidade percebido pelo regulador, que comanda o aumento da vazão de combustível, aumentando assim a potência gerada. Esta estrutura de controle também se deve ao fato do gerador ser a ímãs permanentes e, portanto, não permitir o controle da excitação, como em geradores síncronos convencionais (PINTO, 2018).

A Figura 85 ilustra o comportamento dinâmico da velocidade do gerador e da tensão no elo CC para variações bruscas (em degrau) na respectiva referência de cada malha de controle. A sintonia dos controladores PI foi realizada pelo método do lugar as raízes e simétrico ótimo. Como os valores de referência são em geral mantidos constantes, o desempenho desejado tem em vista a rejeição de distúrbios/perturbações, como variações de carga, tensão na rede ou ocorrência de faltas.

**Figura 85 Dinâmica em resposta a uma variação brusca de referência: esquerda – malha de controle de velocidade; direita – malha de controle da tensão do elo CC**



Fonte: Os Autores,2025.



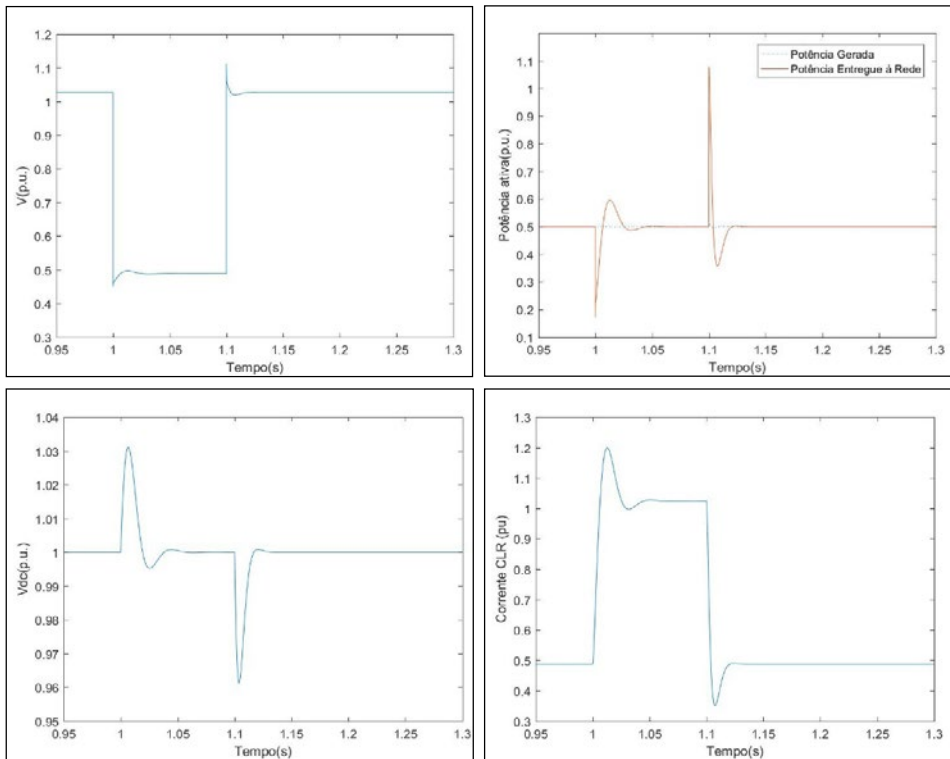
As dinâmicas apresentam comportamentos similares, som sobre-elevação da ordem de 20%, coeficiente de amortecimento próximo a 0,75 e tempo de acomodação da ordem de 17ms. Trata-se de uma dinâmica bastante rápida, comparativamente a geradores síncronos convencionais, o que decorre da dinâmica rápida do conversor e da baixa inércia do conjunto gerador-turbina. Uma vez que a frequência de operação do gerador síncrono é elevada, sua construção resulta com menor peso e menor inércia. Desta forma, a dinâmica mecânica de velocidade resulta similar à dinâmica elétrica da tensão no elo CC.

Na ocorrência de curto-circuito na rede de distribuição, a tensão no ponto de conexão do sistema de geração com microturbina a gás pode sofrer afundamentos expressivos, resultando em impactos sobre o comportamento transitório da microturbina e que, em casos mais severos, pode desencadear a atuação de proteções e a consequente desconexão da rede.

O comportamento durante falta envolve grandes excursões dos sinais de modo que é influenciado pelas não linearidades da microturbina e gerador, bem como dos limites operativos envolvidos, especialmente do conversor estático. Sendo assim, este comportamento não pode ser completamente descrito através de modelos linearizados, conforme apresentado na seção anterior, motivo pelo qual esta seção mostra resultados de simulação do comportamento transitório durante falta obtido por meio de simulação do modelo completo.

A Figura 86 mostra o comportamento transitório da microturbina frente a uma falta que resulta em um afundamento da tensão nos terminais do conversor de 50%. Na condição pré-falta, o sistema de geração opera à meia potência (potência ativa de 0,5pu ou 15kW) e tensão terminal de 1,02pu.

**Figura 86 Comportamento transitório da microturbina a gás durante falta para microturbina operando à meia potência**



Fonte - PINTO, 2018.

Por causa da queda abrupta da tensão terminal devido à falta, a potência ativa entregue à rede cai bruscamente. Em função disso, a tensão do elo CC aumenta devido ao desequilíbrio entre a potência gerada e a entregue à rede. A malha de controle da tensão do elo CC reage aumentando a corrente do conversor do lado da rede, buscando reestabelecer o valor da tensão do elo CC e o equilíbrio na transferência de potência ativa. Isso é atingido rapidamente, em cerca de 50 ms. No momento da eliminação da falta, ocorre fenômeno similar desencadeado pelo retorno da tensão terminal ao valor original pré-falta. Novamente, a malha de controle da tensão do elo CC atua para eliminar a perturbação causada pela variação da tensão terminal e recuperar o equilíbrio na transferência da potência gerada para a rede.

## 5.9 Conclusões e Impactos na Conexão à Rede

Sistemas de geração baseados em microturbinas a gás diferenciam-se consideravelmente de sistemas de geração síncronos convencionais de geração distribuída, fundamentalmente por 2 fatores: (i) a operação do gerador síncrono em frequência elevada, o que possibilita uma forma construtiva de baixa inércia; (ii) a conexão à rede através de conversor estático, o que modifica consideravelmente os problemas de controle envolvidos.

Desta forma, as malhas de controle da microturbina a gás apresentam dinâmica bastante rápida, com acomodação das variáveis elétricas e mecânicas em tempos inferiores a 20ms, para pequenas perturbações, e na faixa de 50ms para grandes perturbações.

Na ocorrência de faltas, devido a presença do conversor estático, a microturbina contribui, no pior dos casos, com a corrente máxima permitida pela operação do conversor do lado da rede. Desta forma, fatores críticos que podem implicar na atuação de proteções e desconexão da rede podem ser associados principalmente a: (i) dificuldade de manutenção do sincronismo do conversor do lado da rede com a forma de onda da tensão terminal devido a presença de variações bruscas de magnitude/ângulo; (ii) a sobretensão no elo CC. O uso de estratégias adicionais de controle pode contribuir para evitar sobretensões no elo CC ((WANIK; ERLICH, 2009); PINTO, 2018).



## 5.10 REFERÊNCIAS

ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica. Banco de Informação sobre Geração (BIG). Disponível em [www.aneel.gov.br](http://www.aneel.gov.br). Acessado em 26 de setembro de 2016.

BARIK, D.; MURUGAN, S. Experimental investigation on the behavior of a DI diesel engine fueled with raw biogas-diesel dual fuel at different injection timing. Journal of the Energy Institute. V.xx, 2015.

BERNDSSEN, C. J. (2007) Desenvolvimento experimental e análise exergética de um sistema triggerador para produção simultânea de calor, eletricidade e frio. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica. UFPR.

BIOGÁS. Biogás Motores Estacionários Ltda, Informação pessoal. Toledo PR, 2011

BIOGASBURNER. Design equations for gás burner. Informações disponíveis em <http://biogas.wikispaces.com/Biogas-burners>, acesso 26/03/2011.

BOMBOZZI. Catálogo eletrônico de geradores de energia elétrica. Disponível em: <http://www.bambozzi.com.br/website/alternadores/>. Acessado em 27/11/2019.

BRANCO. Catálogos de Produtos. São José dos Pinhais, 2011. (catálogo comercial)

CAÑAVATE, O.J.;BAADER. W.; **Biogás as fuel for internal combustion engines**. Asae1988.

CAPSTONE. 2010 Product Catalog. Informação disponível em [www.capstoneturbine.com](http://www.capstoneturbine.com), acesso 26/03/2011.



CARTEPILLAR. Gás generator sets. Catálogos informativos. Disponível em [www.cat.com](http://www.cat.com), acesso em 23/03/2011

CCE – Centro para a conservação de energia. Guia técnico do biogás, Lisboa, Portugal: Paulo Santos, Direção Geral de Energia (DGR) 116p, 2000.

ÇENGEL, Y. A.; BOLES, M. A. **Termodinâmica**. 7. ed. Porto Alegre: AMGH, 2013.

COSTA, M. D. “Aspectos técnicos e operacionais do uso de microturbinas conectadas aos sistemas elétricos para a geração distribuída de energia elétrica”, Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. Brasil. 2010.

DIRECT INDUSTRY. planta de cogeneración de biogás 43 - 81 KVA. Catálogos da Capstone. Disponível em: <https://www.directindustry.es/prod/capstone-turbine/product-22062-116243.html>. Acessado em 27/11/2016

GE-Energy. Jenbacher biogás engine. Catálogos. Disponível em [www.ge-energy.com](http://www.ge-energy.com), acesso em 23/03/2011.

GIACOSA D. **Motores endotérmicos**. Madrid: Editorial dossat, 1986, 722 p.

IANNICELLI, L. A. (2008) Reaproveitamento energético do biogás de uma indústria cervejeira. Taubaté. *Dissertação de Mestrado*. DEM/UNITAU.

Leão Energia – Catálogo de motores geradores. Unidade industrial de aves da LAR, 2010.

LORA, E.E.S., HADDAD, J. Geração distribuída – Aspectos tecnológicos, ambientais e institucionais. Rio de Janeiro: Ed. Interciência, 2006.



MACARI, N. C., RICHARDSON, R.D. Operation of a Caterpillar 3516 spark-ignited engine engine on low-Btu fuel. Journal of Engineering for Gas Turbines and Power. Transactions of the ASME, V.109, pp.443-447, 1987.

MALDONADO, M. A. R. (2010). Desenvolvimento de Modelos Matemáticos Representativos do Comportamento Dinâmico de Micro-Turbinas para a Conexão na Rede Elétrica. Universidade Federal de Itajubá.

MAURO Jr, L., ALMEIDA, S. C. A. Conversão de motores diesel para gás natural. Proceedings of the 11o Brazillian Congress of Thermal Sciences and Engineering – ENCIT, Curitiba, 2006.

MITZLAFF, K. V. Energies for Biogás. Eschborn, Federal Republic of Germany: in Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit – GTZ, 1988, 133p.

MUELLER, G. P. Landfill gas application development of the cartepillar G3600 spark-ignited gas engine. Journal of Engineering for Gas Turbines and Power. Transactions of the ASME, V.117, pp.820-825, 1995

NISKIER, J., MACINTYRE, A. J. Instalações elétricas. Rio de Janeiro: Ed. LTC, 2000, 550p

NOVAMOTORES. Catálogo eletrônico de geradores de eletricidade. Disponível em: <https://www.novamotores.com.br/geradores-sincronos>. Acessado em 27/11/2019.

OBERT, E. F.; **Motores de combustão interna**. Porto Alegre: Editora Globo, 1971.

PEREIRA, J. C. Motores e geradores – princípio de funcionamento, instalação, operação e manutenção de grupos diesel geradores. [www.joseclaudio.eng.br](http://www.joseclaudio.eng.br). Acesso em Abril de 2011.



PINTO, G. V. G. Dinâmica de microturbinas a gás durante faltas conectadas ao sistema de distribuição de energia elétrica, 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia Elétrica e Computação) Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

SILVA, F. P. Eficiência energética de uma unidade de microgeração de energia elétrica a partir da suinocultura. 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia de energia na agricultura) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná - UNIOESTE.

PIPATMANOMAI, S.; KAEWLUAN, S.; VITIDSANT, T. Economic assessment of biogas-to-electricity generation system with H<sub>2</sub>S removal by activated carbon in small pig farm. **Applied Energy**, v. 86, n. 5, p. 669–674, maio. 2009.

PORPATHAM, E.; RAMESH, A.; NAGALINGAM, B. Investigation on the effect of concentration of methane in biogas when used as fuel for a spark ignition engine. *Fuel*, v. 87, p. 1651-1659, 2008.

SALEH, H. E. Effect of variation in LPG composition on emissions and performance in a dual fuel diesel engine. *Fuel* 2008;87:3031e9.

SILVA, M. J., SOUZA, S. N. M., SOUZA, A. A., RICIERI, R. P., FRACARO, G. P. M. Microgeneration of electricity with producer gas in dual fuel mode operation. *Eng. Agríc.* 2011, v.31, n°. 5, p. 879-886.

SOARES, C. *Microturbines: Applications for Distributed Energy Systems*. 1th Edition San Diego, California, USA: Elsevier, 320p, 2007.

SOUZA, J. Desempenho de um motor de combustão interna ciclo otto operando com gás natural e biogás. 2004. 85 f. Dissertação (Mestrado em Mestrado Em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do paraná,



SUZUKI P. B. A., FERNANDES M. D., FARIA P. A. R, Morais VIDAL M. C. T. Uso de biogás em motores de combustão interna. Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias, Guarapuava-PR, v.4, n.1, p.221–237, 2011.

TOYAMA. Catálogo eletrônico de geradores de energia elétrica. Disponível em: <http://www.toyama.com.br/?menu=produtos&marca=GERADORES&mega=59>

WALSH, J. L, ROSS, C. C., SMITH, M. S., HARPER, S. R. & WILKINS, W. A. Handbook on biogas utilization. Georgia, Atlanta, USA: Georgia Tech Research Institute (GTRI) and U. S. Department of Energy (DOE), 156P, 1988.

WEG. Características e especificações de geradores. 2010. WEG. Catálogo eletrônico de geradores de eletricidade. Disponível em: <https://www.weg.net/catalog/weg/BR/pt/Geração>. Acessado em 27/11/2019.

WOODWARD. Air/fuel ratio control. Acesso [www.woodward.com](http://www.woodward.com) em 2011.

WYLEN, V., SONNTAG, E. R., BORGNAKKE, C. Fundamentos da termodinâmica. São Paulo: Ed. Edgard Blücher Ltda, 1998.

ZAREH, A. Motores a Gás. **Lubrificação**, Rio de Janeiro, v. 81, n° 04, p. 2-4, 1998.

# 6

## CAPÍTULO

### **REGULAÇÃO E ANÁLISE ECONÔMICA DA GERAÇÃO DE ENERGIA EM ETE E AS**

Jéferson Meneguín Ortega  
Jair de Jesus Fiorentino  
Paulo Irineu Koltermann  
Jamson Justi  
Douglas Ramiro



## 6.1. Introdução

A questão dos efluentes urbanos (esgoto e resíduos sólidos) coloca a sociedade atual frente a problemas ambientais sem precedentes, os quais ameaçam a saúde pública (sistemas e serviços de saúde), sua segurança e a própria sustentabilidade do planeta. Em contrapartida, a crescente necessidade de redução dos custos de produção, aliado à crescente pressão ambientalista, tem fomentado a efetiva utilização e a busca de novas tecnologias no tratamento dos resíduos sólidos e efluentes.

Neste contexto, a Geração Distribuída (GD) é uma das principais opções às empresas de saneamento e coleta de resíduos sólidos por meio da queima do metano proveniente tanto de Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), quanto de Aterros Sanitários (AS). Esta tecnologia apresenta como principais aspectos motivadores a fácil implementação diante dos modelos usuais de tratamento de efluentes e resíduos sólidos, a oportunidade de negócio amparado pelas legislações vigentes, bem como a efetiva utilização deste insumo descartado em queimadores (flares), além de agregar valor na temática do desenvolvimento sustentável, e no aumento de suas receitas.

Além da motivação à concepção e expansão, este capítulo introduz o ambiente regulatório associado à geração distribuída no Brasil e avalia as oportunidades de comercialização da energia excedente, sob a ótica específica de ETE e AS. São avaliadas diferentes tecnologias sob a ótica empresarial, identificando o custo-benefício associado à implementação.

## 6.2. Fundamentos da Geração Distribuída

Diversos motivos têm induzido o interesse em geração distribuída. Particularmente no Brasil, onde cerca de 60% da oferta total de energia elétrica são assegurados por grandes centrais hidrelétricas, distantes dos



grandes centros de consumo, a necessária implementação de novas alternativas de geração de eletricidade deve considerar questões tão diversas como: distribuição geográfica da produção, confiabilidade e flexibilidade de operação, disponibilidade e preços de combustíveis, prazos de instalação e construção, condições de financiamento e licenciamento ambiental etc.

Entretanto, a falta ou insuficiência de investimentos, o tempo requerido para disponibilizar capacidade adicional (hidráulica ou térmica de grande porte) e a carência de uma política claramente definida no setor desenham um quadro preocupante que, certamente, se estenderá por alguns anos. Durante esse período, uma nova matriz energética emergirá, provavelmente hidrotérmica, onde a geração em menor escala, associada ao consumidor, certamente terá um papel importante, visto ser eventualmente a única forma de garantir a implementação de capacidade adicional, em curto prazo e com custos competitivos. Ademais, essa futura geração de eletricidade, também, se adequará às necessidades do mercado energético brasileiro, respeitando as características únicas do seu sistema elétrico, introduzindo ganhos de eficiência, confiabilidade e flexibilidade, e procurando, ao mesmo tempo, responder aos desafios de sempre: aumentar a eficiência de utilização dos recursos energéticos e minimizar os impactos ambientais decorrentes do seu processo.

A Geração Distribuída, tendo o biogás como uma fonte primária para alimentação de grupos geradores, tem dois propósitos: o primeiro, para consumo próprio (auto suprimento), resultando em ganhos na eficiência energética da atividade e na possibilidade de intensificação do uso de eletricidade, em novas propostas de melhoria da produtividade e suporte econômico de atividades já existentes; o segundo propósito é a comercialização da energia excedente, possibilitada através da conexão dos geradores, em paralelo com a rede de distribuição em baixa tensão.

Embora a promoção da geração distribuída em ETEs e ASs possam atender a vários objetivos de desenvolvimento tecnológico, ambiental e econômico, restrições que dificultam sua implementação precisam ser



avaliadas de forma a não subestimar o grau de risco associado. Portanto, a necessidade de assegurar a competitividade e a sustentabilidade econômica e financeira em longo prazo constitui um desafio particular para as empresas. Durante o planejamento e operação de usinas de biogás, um grande número de questões legais se coloca ao gestor da usina. Devem ser considerados cuidadosamente o potencial de geração de energia, bem como questões da conexão à rede de transmissão/distribuição, a elaboração dos contratos e o atendimento aos requisitos legais.

Os programas e políticas de promoção, que fornecem financiamento para investimentos em GD, exigem, normalmente, que potenciais beneficiários apresentem planos de negócios para avaliação técnica e econômica, como parte do processo de decisão de financiamento. A análise clássica do investimento no projeto examina o fluxo de caixa da empresa Figura 88, adiante, e calcula os indicadores de avaliação financeira padrão, como valor presente líquido (VPL), taxa de retorno interna (TIR) e o período de recuperação do investimento (PayBack).

### **6.3. Aspectos Regulatórios da Comercialização de Energia**

A indústria de energia elétrica brasileira, após a sua desverticalização, passou a ser composta por quatro diferentes segmentos responsáveis pela geração, transmissão, distribuição e comercialização de energia.

Esses segmentos, com enfoques empresariais distintos, interagem a fim de atender o mercado de energia elétrica, o qual é composto por dois tipos de consumidores: livres e cativos. Os cativos (residenciais, comerciais ou industriais) compram a energia exclusivamente da distribuidora local, mediante tarifa regulada, e não contam com qualquer flexibilidade contratual. Já os consumidores livres são àqueles que possuem uma demanda mínima de 1,5 MWh (Portaria nº 465 de 12 de dezembro de 2019) - em geral grandes



indústrias - e que exercem a opção de compra de energia elétrica diretamente do fornecedor de energia elétrica (agentes de geração ou comercializadores) por livre negociação, conforme definido nos art. 15 e 16 da Lei nº 9.074/95, pagando apenas a tarifa relacionada ao uso dos sistemas de transmissão e de distribuição, condizente ao caso.

A partir da Resolução Normativa nº 247/06, os consumidores com demanda mínima de 500 kW, atendidos em qualquer tensão de fornecimento, têm também o direito de adquirir energia de qualquer fornecedor, desde que a energia adquirida seja oriunda exclusivamente de Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs) ou de fontes alternativas (eólica, biomassa ou solar). Esses consumidores passaram a receber a designação de Consumidores Especiais, sendo também permitida a reunião de diversas cargas, de modo a totalizar a demanda de 500 kW.

O modelo econômico do setor elétrico no Brasil compreende dois ambientes: o Ambiente de Contratação Regulada (ACR), do qual participam Agentes de Geração, de Comercialização e de Distribuição de energia elétrica, e o Ambiente de Contratação Livre (ACL), do qual participam Agentes de Geração, Comercialização, Importadores e Exportadores de energia, e Consumidores Livres.

No mercado regulado, por meio de leilões públicos promovidos pela Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL), as distribuidoras compram a quantidade de energia que consideram suficiente para atender o seu mercado cativo por um período de tempo - contratos de longo prazo se estendem por 5, 10 ou 15 anos - e pagam às transmissoras pelo uso das redes, repassando esses custos e as próprias despesas, acrescidos de impostos e encargos, ao consumidor final. Já no mercado livre, a energia excedente, não comprometida com os contratos de longo prazo, é negociada entre os geradores e os grandes consumidores, com



a intermediação de empresas comercializadoras. Os consumidores, além do preço da energia, pagam às empresas transmissoras e também às distribuidoras, conforme o caso, pelo uso das redes.

Com a publicação da Resolução nº 482/2012 (ANEEL, 2012) e os Módulos 1 e 3 dos Procedimentos de Distribuição (PRODIST), a ANEEL estabeleceu tanto as condições gerais para o acesso de centrais geradoras de capacidade reduzida aos sistemas de distribuição de energia elétrica, como também instituiu o método de compensação de energia elétrica, devendo ser compreendida como um importante marco regulatório no que diz respeito ao acesso efetivo de pequenos produtores às redes de distribuição.

A abrangência desse normativo foi, a princípio, fontes hidráulicas, eólica, solar, biomassa e cogeração qualificada, onde são definidas duas categorias em que se enquadram os pequenos produtores de energia elétrica: (1) a microgeração distribuída, para produtores com potência instalada de até 75 kW, e (2) a de minigeração, para produtores com potência instalada entre 75 kW e 1 MW.

A Figura 87 indica um crescimento acentuado tanto da quantidade de unidades consumidoras com geração distribuída, quanto da potência instalada a partir de 2012. Apesar de, nos três primeiros anos de vigência do normativo, pouco ter sido acrescentado de mini e microgeração distribuída no Brasil (SILVA et al., 2015), esse quadro se alterou pela mitigação de algumas questões, no começo, elencadas como inviabilizadoras no investimento em GD, ou seja:

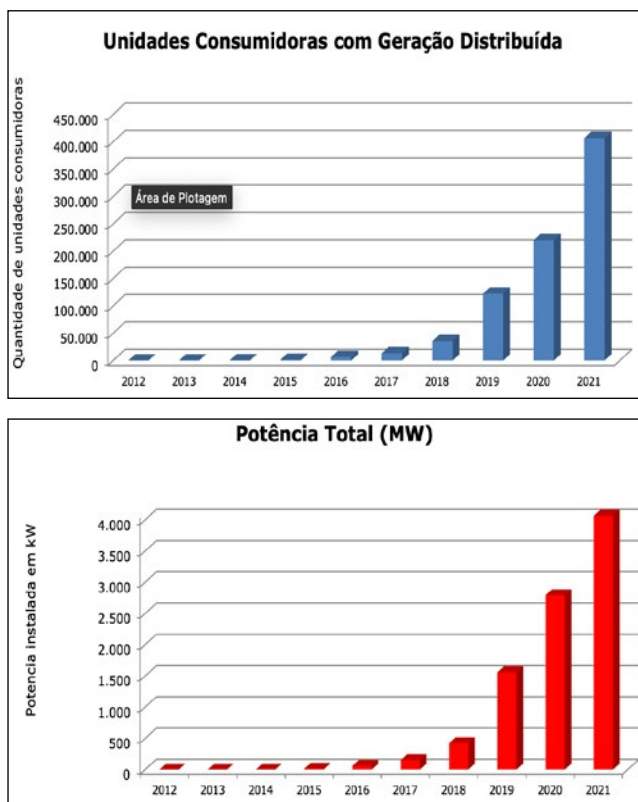
O financiamento para projetos de geração solar fotovoltaica passou a ser parte da estratégia do Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES) para o setor elétrico;

O aumento da adesão a sistemas de mini e microgeração distribuída incentivou alguns bancos a criarem linhas de financiamento específicas para tecnologias de geração de energia, a partir de fontes renováveis;



A divulgação massiva da energia renovável e sua relação com a sustentabilidade têm provocado mudanças no comportamento dos consumidores e empresas.

**Figura 87 – Evolução do número de unidades consumidoras com Geração Distribuída e da potência instalada a partir da publicação da Resolução 482/2012.**



Fonte: ANEEL – Set/2022

O crescimento observado na Figura 87, principalmente a partir de 2017 se deu a partir da publicação, pela ANEEL, da Resolução Normativa nº 687/2015 revisando a Resolução nº 482/2012 com novos limites à microgeração distribuída, potência instalada até 75 kW e minigeração distribuída, potência acima de 75 kW e menor ou igual a 5 MW, sendo 3 MW para a fonte hídrica.



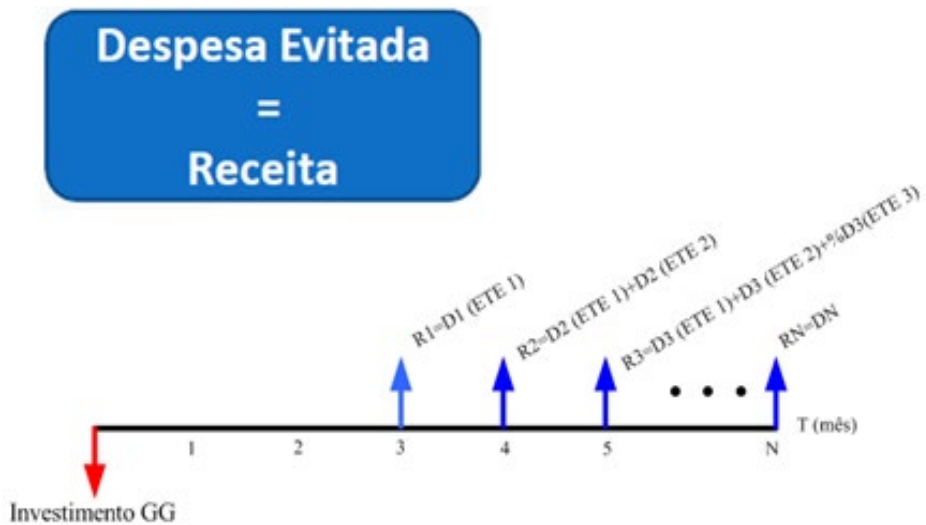
O governo, através da Lei 14.300 publicada no dia 06 de janeiro de 2022 pelo Atos do Poder Legislativo, instituiu o novo marco legal da micro e minigeração de energia. Esta Lei permite aos consumidores produzirem a própria energia que utilizam a partir de fontes renováveis (como a fotovoltaica, a eólica e a de biomassa, entre outras) e define que microgerador são aqueles que geram até 75 kW de energia e que minigerador são os que geram acima de 75 kW até 10 MW.

O Sistema de Compensação de Energia Elétrica (SCEE) funciona semelhantemente ao método denominado *net metering*, ou seja, não há venda da energia produzida, e sim créditos gerados, diferentemente de outros países que preveem taxas de remuneração e bônus para energias renováveis – a Alemanha, por exemplo. De acordo com Stadler (2010), esse sistema de compensação está implantado em pelo menos dez países e em 43 estados dos EUA, onde o consumo a ser faturado, referente à energia elétrica ativa, é a diferença entre a energia consumida e a injetada, por posto horário, quando for o caso. Os créditos não compensados no mês corrente, devem ser utilizados para compensar o consumo dos meses subsequentes. Além disso, os créditos expiram dentro de um prazo máximo de 60 meses, sem que o consumidor participante do SCEE faça jus a qualquer forma de compensação após este prazo.

Além da possibilidade de compensar os créditos no próprio local de geração de EE, as resoluções normativas igualmente permitem cadastrar outros estabelecimentos denominados de “participantes do sistema de compensação”, desde que possuam o mesmo Cadastro Nacional de Pessoa Jurídica (CNPJ) ou o Cadastro de Pessoa Física (CPF). Neste caso, os créditos podem ser completamente usados para compensações, aproveitando assim todo o benefício que a geração distribuída pode proporcionar ao mini ou microgerador. Importante destacar que não há possibilidade de venda de energia elétrica para aqueles que se enquadram nesta legislação, no entanto, as despesas evitadas podem ser contabilizadas como receitas quando da elaboração do fluxo de caixa do empreendimento, conforme ilustrado na Figura 88.



Figura 88 Fluxo de caixa típico para ETEs que geram EE, baseado na REN 482/12.



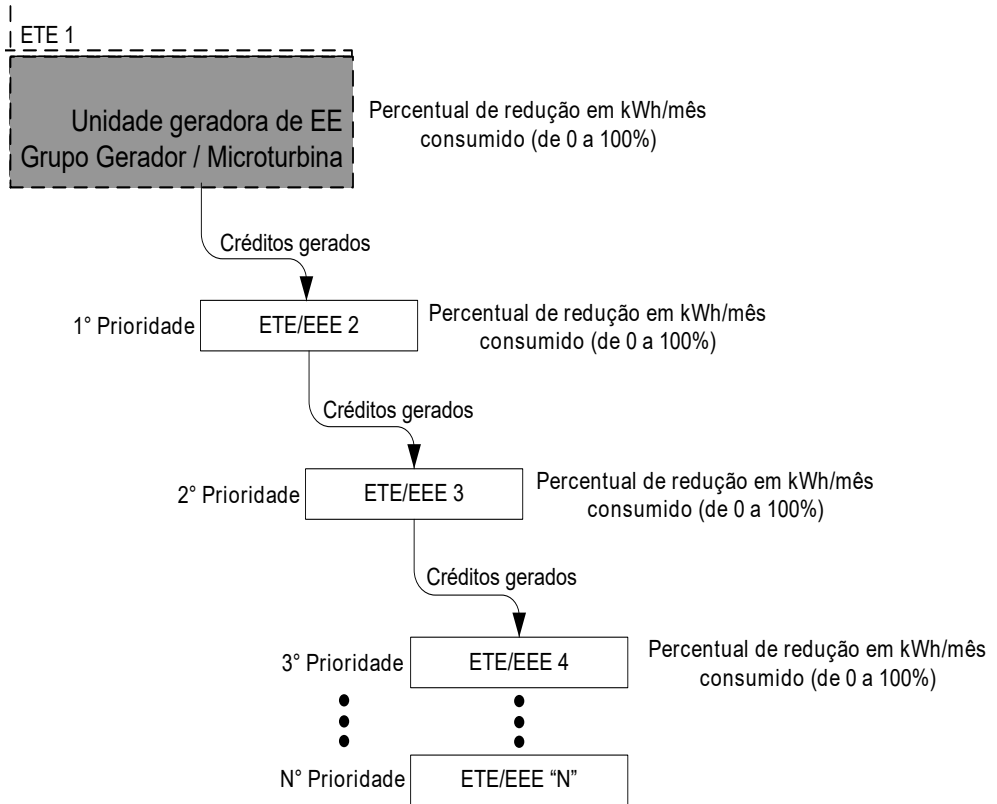
Fonte: Ortega Set/2022

Observa-se, na Figura 88, que existe um tempo de 3 meses associado ao início do retorno do investimento. Este prazo deve ser previsto para adequação e implantação das plantas de geração distribuída nas ETEs e ASs, sendo um fator determinado a cada empreendimento.

Neste sentido, percebe-se que a resolução normativa em questão beneficia diretamente as ETEs, pois em uma ETE têm-se muitas estações a serem compensadas dentro de uma mesma área de concessão, entre ETEs propriamente ditas e as então chamadas Estações Elevatórias de Esgoto (EEEs). Na figura 89 é possível observar um “cascateamento” típico destes créditos em ETEs e/ou EEEs.



Figura 89 Cascadeamento de créditos em ETEs urbanas.



Fonte: Justi, J (2013).

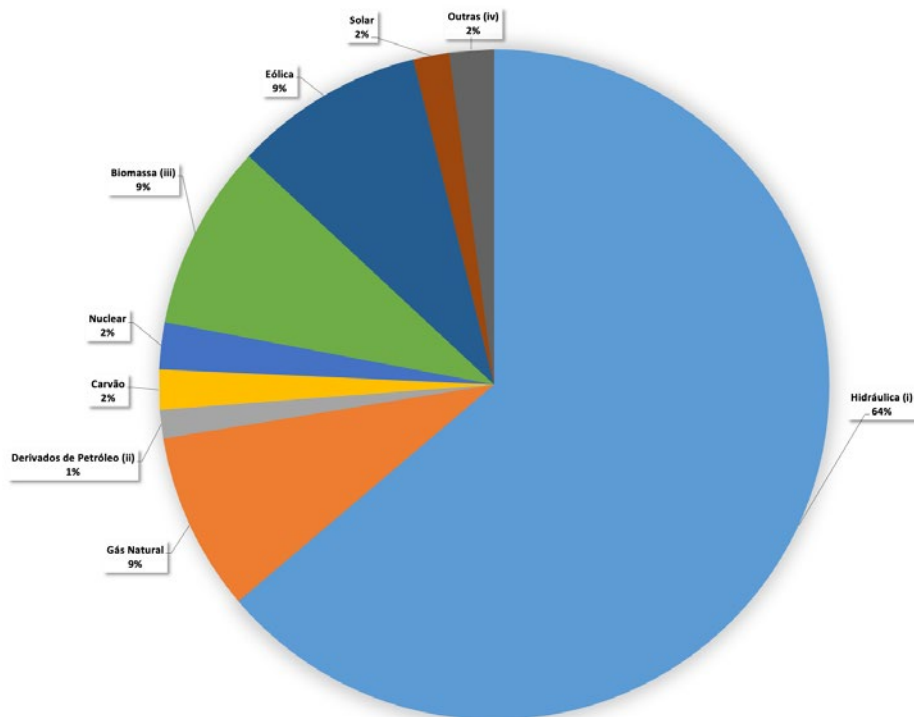
Nos Aterros Sanitários (ASs), onde verifica-se uma grande disponibilidade de biogás e, conseqüentemente, elevada capacidade de produção de energia elétrica, caso não haja outras instalações participantes para compensação da energia gerada, uma alternativa seria a comercialização desta diretamente com consumidores livres ou no ambiente regulado através de leilões de fontes renováveis.

Percebe-se que, diante deste novo ambiente regulatório, uma nova oportunidade de negócio se apresenta às empresas de saneamento e coleta de resíduos sólidos criando um novo enfoque empresarial, onde a análise da viabilidade de produção e comercialização de energia torna-se crucial.

## 6.4 Ambiente de negócio focado em ETEs e ASs

A utilização do biogás para geração de energia é de extrema importância, tanto para o meio ambiente, como para as empresas de saneamento que desejem aproveitar esta oportunidade de negócio, seja como micro ou mini-gerador de energia. Conforme dados do Balanço Energético Nacional, edição 2017, as fontes renováveis (hidroeletricidade, biomassa e eólica) responderam por 81,7% de toda a energia da matriz elétrica brasileira em 2016, conforme ilustrado na Figura 90, ou seja, é possível observar que o Brasil apresenta uma matriz de geração elétrica predominantemente renovável.

Figura 90 - Perfil da matriz elétrica brasileira em 2020.



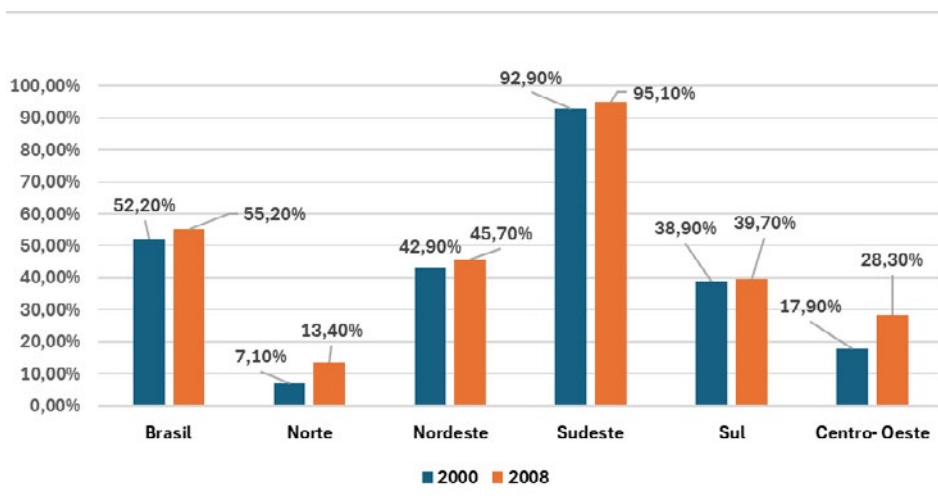
Fonte: Balanço Energético Nacional 2021; Elaboração: EPE

**Notas:** (1) inclui PCH, CGH e autoprodução; (2) Derivados de petróleo: óleo diesel e óleo combustível; (3) Biomassa: lenha, bagaço de cana e lixo; (4) outras: gás de coque, outras secundárias, outras não renováveis, outras renováveis e biodiesel.



Devido ao crescimento populacional e ao crescente apelo ambiental, as ETEs tornaram-se um potencial energético a ser explorado sob a ótica da geração distribuída. Além dos benefícios ambientais e da diversificação da matriz elétrica brasileira, a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB, 2008) mostra que, de 2000 a 2008, houve um pequeno aumento no número de municípios com rede coletora de esgoto, mas nas “Grandes Regiões” alguns avanços foram consideráveis. Na Região Norte a proporção quase dobrou no período, passando de 7,1%, em 2000, para 13,4%, em 2008. Destaca-se o aumento significativo na Região Centro-Oeste, de 17,9% para 28,3% Figura 91.

**Figura 91 - Percentual de municípios com rede coletora de esgoto, segundo as Grandes Regiões – 2000/2008.**



Fonte: Adaptado do PNSB, 2008.

Se estes números já demonstram que a deficiência no tratamento do esgoto doméstico é um problema que atinge todas as áreas do País, deve-se ressaltar a importância para se obter condições sanitárias adequadas; não basta o esgoto ser adequadamente coletado por meio de uma rede geral, mas deve ser tratado, caso contrário, recursos hídricos ficarão poluídos e afetarão a saúde pública.

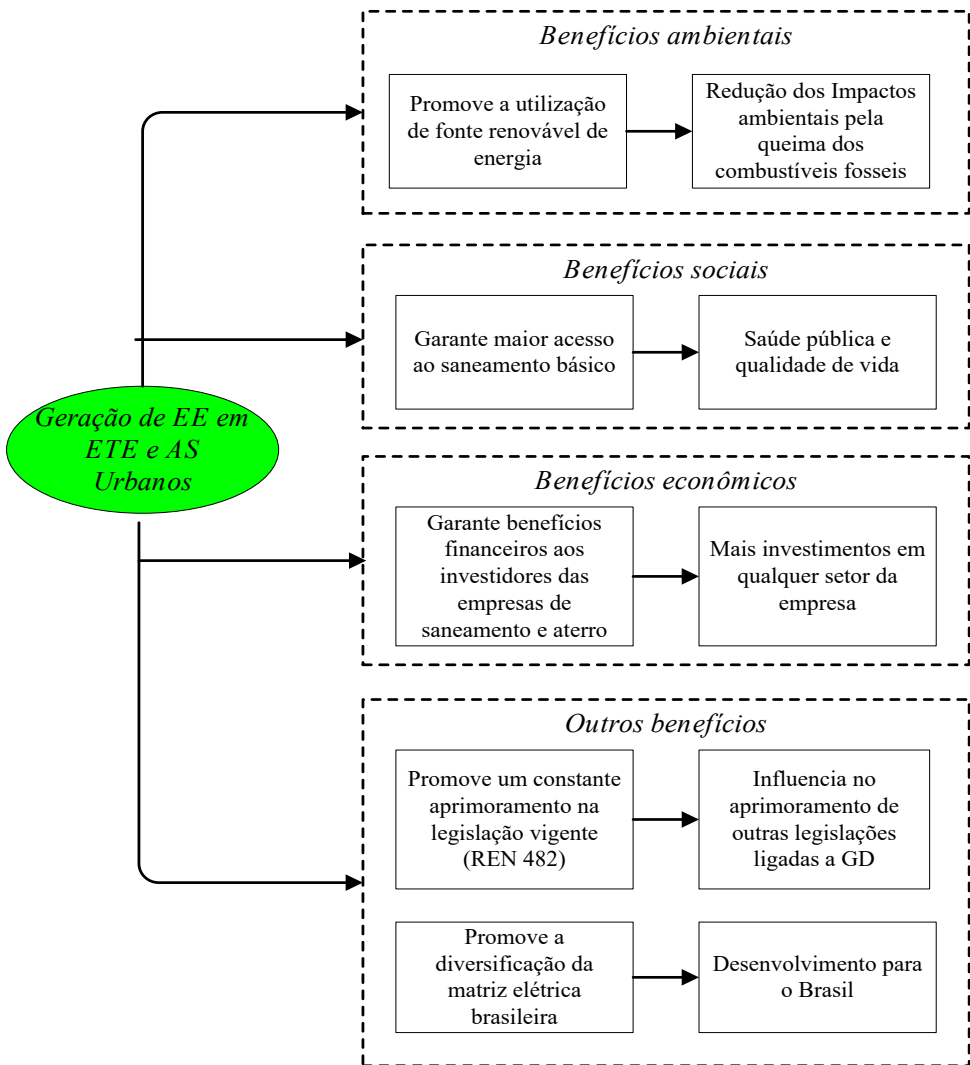


Observa-se que a lucratividade indireta adquirida com a geração de energia nas ETEs pode ser utilizada pelas empresas de saneamento para um possível aprimoramento no tratamento de esgotos, como por exemplo, a inserção de Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente (RAFA ou UASB - *Up-flow Anaerobic Sludge Blanket*). Se a estação só tiver a etapa aeróbia, existe a possibilidade da inserção de uma etapa anaeróbia precedendo o processo, ou seja, um sistema híbrido. Esta junção de técnicas apresenta melhor eficiência de remoção de compostos orgânicos e, caso se utilize processos de aeração prolongada, o lodo geralmente já sai do sistema estabilizado (MACEDO, 2010).

Grande parte das empresas de saneamento do Brasil podem se beneficiar com a geração de EE em ETEs urbanas, porém, é importante frisar que a produção específica em kWh/m<sup>3</sup> de biogás gerado depende da concentração do esgoto da ETE e se há certa constância na vazão de entrada de esgoto da estação. É vital salientar que a autossuficiência energética depende do relevo da cidade e da demanda de recalque da ETE. Estas características puderam ser observadas nas ETEs da Empresa de Saneamento de Mato Grosso do Sul – SANESUL, em Dourados e Ponta Porã, verificando-se imensa viabilidade de geração de EE, já contemplando a compensação de créditos disposta na lei.

Portanto, inegavelmente, a geração de EE em ETE urbanas traz inúmeros benefícios, os quais podem ser distribuídos em pelo menos quatro blocos centrais Figura 92.

Figura 92 - Benefícios da geração de EE em ETE Urbanas.



Sendo que:

- **Benefícios ambientais:** dentro dos benefícios ambientais, o fato de se gerar energia elétrica contribui para a promoção da utilização de fontes renováveis de energia; isso influencia diretamente na redução dos impactos ambientais como a queima, por exemplo, de combustíveis fósseis;



- **Benefícios sociais:** dentro do bloco social é possível elencar, como um benefício da geração de EE, garantia a um maior acesso da população ao saneamento básico e, agir sobre esta realidade, implica em saúde pública e melhora a qualidade de vida das pessoas;

- **Benefícios econômicos:** como por meio da REN 482/12 não é possível a venda de EE por parte dos produtores de energia, as empresas de saneamento obteriam seus benefícios econômicos/financeiros pelo abatimento do proporcional gerado versus os gastos associados do custo da energia consumida em kWh/mês nos locais de geração. Com isso, o “deixar de gastar” com EE se torna receita do empreendimento, a qual pode ser redirecionada para um melhor uso da empresa em outros setores de interesse;

- **Outros benefícios:** neste contexto, é possível elencar a promoção de um constante aprimoramento da legislação vigente, influenciando, de certa forma, nas legislações relativas aos autoprodutores de energia, ou seja, com geração acima de 1 MW, onde há a possibilidade de venda de EE.

Mesmo diante da importância da geração de EE em ETEs e ASs no Brasil, ainda são poucos os exemplos de estações de tratamento de efluentes e aterro que utilizam o biogás como energia, situação está bem diferente de alguns países que utilizam o biogás como uma fonte renovável de energia, contribuindo assim para a redução das emissões do metano e gerando eletricidade de modo limpo, conforme abordado por (MACEDO, 2010), quando analisa o tratamento de esgoto.

## 6.5 Análise de Viabilidade Econômica

Na análise da viabilidade econômica de investimentos prospectivos e da dinâmica operacional das ETEs e ASs torna-se necessário o desenvolvimento de um sistema de suporte a decisões, que leve em consideração informações técnicas sobre os diferentes tipos de sistemas



de geração de energia (diferentes tecnologias) associados a modelos de engenharia econômica que permitam aos usuários adaptar os dados básicos do perfil, de modo a refletir as condições específicas de sua perspectiva de Investimentos. Uma vez especificada a tecnologia, o cálculo dos indicadores econômicos (Valor Presente Líquido, Taxa Interna de Retorno e *Payback*) deve permitir realizar uma análise de sensibilidade considerando variações nos parâmetros associados aos investimentos, custos correntes e receitas.

A necessidade de estudos interativos para investigar a questão do risco e da incerteza nesses tipos de investimentos baseia-se numa análise de sensibilidade devido ao alto grau de incerteza associado às mudanças nos principais pressupostos do projeto, particularmente os relacionados aos custos das tecnologias disponíveis e a evolução dos preços da energia . Reconhecendo as limitações da abordagem estática comparativa do método de análise de sensibilidade, argumenta-se que os modelos de simulação poderiam, em princípio, melhorar a análise.

Neste sentido, uma abordagem de dinâmica de sistemas é proposta através do uso da simulação, com propósitos de assegurar uma melhor compreensão da estrutura e do comportamento das ETEs e ASs, considerando a dinâmica intrínseca dos elementos que, em última instância, definem sua sustentabilidade a longo prazo.

Esta compreensão torna-se importante, pois, mesmo com planos empresariais bem desenhados, após o início das operações, as ETEs e ASs estão sujeitas às fontes de risco de incerteza que são particularmente desafiadoras. As dificuldades enfrentadas por essas empresas incluem tanto as limitações de sua pequena escala de produção, bem como as restrições tecnológicas, institucionais, gerenciais e de ordem regulatória.

A avaliação tradicional de viabilidade econômica deve considerar os possíveis mecanismos de *feedback* e *delay* (lacunas temporais)



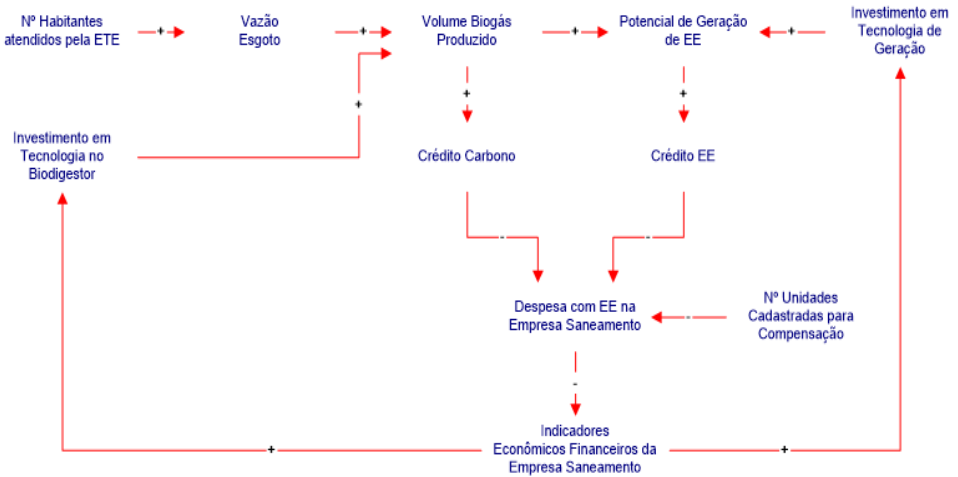
como resultados das ações comerciais, e os mecanismos relacionados às operações internas (opções tecnológicas, procedimentos operacionais etc.). Uma abordagem de Dinâmica do Sistema (SD) pode abranger não apenas as operações internas da planta, mas especialmente as ligações entre a planta e questões gerenciais, tecnológicas e o ambiente institucional e de mercado, de forma mais ampla. Logo, a visão sistêmica torna-se uma abordagem valiosa ao lidar com sistemas de distribuição e fornecimento de energia elétrica para a avaliação de políticas e também útil para a compreensão dos fenômenos baseados na causalidade entre as variáveis.

O principal contributo do pensamento sistêmico é esclarecer, testar e melhorar os modelos mentais, permitindo uma melhor compreensão da realidade (ORTEGA, 2022). Os modelos mentais compreendem os pressupostos, convicções, valores e experiências acumulados pelo indivíduo (FORRESTER, 1990). Portanto, a formalização de modelos mentais, na forma de diagramas de influência, permite a análise de onde, como e por que esses modelos divergem entre eles, o que se torna o primeiro passo para construir, entre as partes interessadas, uma visão compartilhada de um sistema complexo.

Neste contexto, os diagramas de influência representados pela Figura 93 e Figura 94 foram projetados para expor a dinâmica operacional de uma Estação de Tratamento de Esgoto e de um Aterro Sanitário. Nestes diagramas é dada especial atenção à relação entre variáveis econômicas e fatores críticos de sucesso para a determinação da sustentabilidade econômica da geração de energia elétrica ao longo do tempo. Os fatores de sucesso incluíram decisões estratégicas sobre capacidade de produção de biogás, comercialização de crédito carbono e investimentos em tecnologias de geração, entre outros determinantes da competitividade.

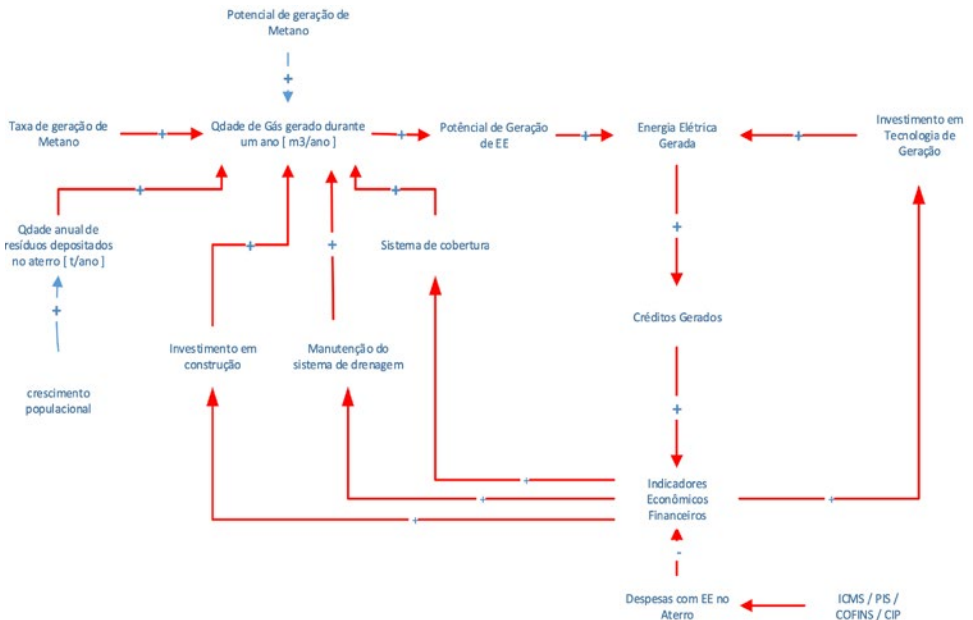


**Figura 93 – Diagrama de influência considerando a geração de EE em uma ETE**



Fonte: Os Autores,2025.

**Figura 94 Diagrama de influência considerando a geração de EE em um AS**

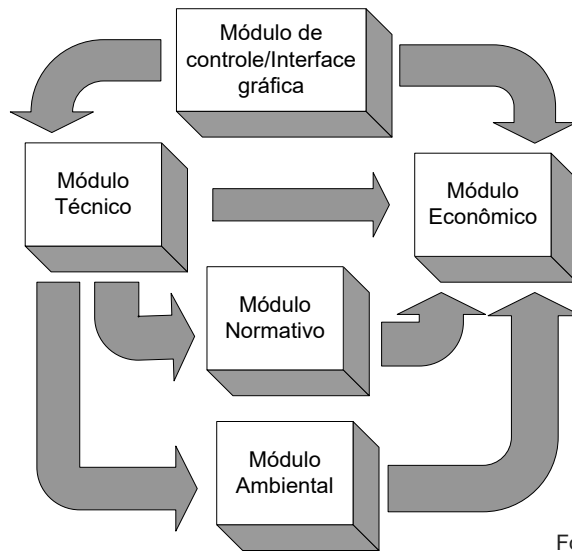


Fonte: Os Autores,2025.

Verifica-se que em ambos os setores, saneamento e aterro, apresentados através dos diagramas de influência, os indicadores econômicos e financeiros são elencados como elementares no processo de tomada de decisão pelos gestores para investimentos em tecnologias de geração e/ou na melhoria do processo de obtenção de biogás.

Para analisar a viabilidade econômica da geração de energia, a partir do biogás em estações de tratamento de esgoto urbanas e aterros sanitários, torna-se necessário analisar diferentes cenários levando em consideração fatores gerenciais, tecnológicos, ambientais e econômicos. Uma proposta envolvendo todos estes fatores é apresentada através de um diagrama de blocos estruturado em cinco módulos, conforme Figura 95.

**Figura 95 - Estrutura do modelo para análise de viabilidade econômica da geração de EE a partir do biogás em ETE e AS.**



Fonte: Justi, J. (2013).

O módulo de controle permite analisar distintos cenários através do uso de simulações, possibilitando ao gestor avaliar de forma rápida e precisa a viabilidade do empreendimento e análise da sensibilidade ao impacto da variação da tarifa anual de EE e dos dados de entrada da estação, como vazão de esgoto e análise DQO.



O módulo técnico tem por objetivo modelar a geração de biogás nas Estações de Esgoto Urbanas e Aterros Sanitários, determinando assim a quantidade de biogás em m<sup>3</sup>/mês produzido pelo local onde será recebido o sistema de geração de energia. Em um segundo momento, considerando a quantidade de biogás obtida, é calculada a geração efetiva de EE nas estações.

O módulo ambiental demonstra a conversão do biogás em toneladas de dióxido de carbono equivalente e também permite avaliar o possível ganho mensal com a comercialização dos créditos de carbono.

O módulo normativo objetiva delinear o ambiente regulatório de maneira a identificar as oportunidades de negócio criadas a partir das resoluções normativas 482/2012 e 687/2015 da ANEEL. Estas resoluções regulamentam a conexão da geração distribuída em sistemas de distribuição para mini e microgeradores.

O módulo econômico analisa o impacto que este novo ambiente regulatório proporciona para os novos investidores de EE, dependendo dos resultados obtidos pelos módulos normativo e ambiental. Por este módulo é possível encontrar e analisar os resultados dos indicadores financeiros com o intuito de verificar a viabilidade do empreendimento.

## 6.6. Modelagem Matemática da geração de EE em ETEs e ASsA

### 6.6.1 Modelagem das ETEs

Como dados de entrada para a produção de biogás em ETEs têm-se a Demanda Química de Oxigênio ( $DQO$ ) e a vazão de entrada de esgoto ( $Q_{esgoto}$ ). De acordo com Chernicharo (1997) e Cassini (2003) é possível estimar a geração de biogás em ETEs da seguinte forma:

$$DQO_{CH_4} = Q_{med} \times [(S_0 - S) - (Y_{obs} \times S_0)] \quad (6.1)$$



Onde,

$DQO_{CH_4}$  : parcela de DQO convertida em gás metano ( $Kg_{DQO_{CH_4}}/dia$ );

$Q_{med}$  : vazão afluyente média ( $m^3/dia$ );

$S_0$  : DQO do afluyente ( $mg/l$ );

$S$  : DQO do efluente ( $mg/l$ );

$Y_{obs}$  : coeficiente de produção de sólidos, em termos de DQO  
(0,11 a 0,23  $Kg_{DQO_{olodo}}/Kg_{DQO_{aplicada}}$ )

Para a correção da temperatura operacional do reator tem-se:

$$K(t) = \frac{(P \times K)}{[R \times (273 + t)]} \quad (6.2)$$

Em que,

$K(t)$  : fator de correção para a temperatura operacional do reator;

$P$  : pressão atmosférica (1 atm);

$K$  : COD correspondente a um mol de  $CH_4$  (64 gDQO/mol);

$R$  : constante dos gases (0,08206 atm.L/mol.°K);

$t$  : temperatura operacional do reator (20 a 27°C).

A produção volumétrica do metano é encontrada da seguinte relação:

$$Q_{CH_4} = \frac{DQO_{CH_4}}{K(t)} \quad (6.3)$$

Em que,

$Q_{CH_4}$  : produção volumétrica de metano ( $m^3/dia$ );



Considerando-se a produção de metano igual a 60% de todo o biogás produzido tem-se:

$$Q_{Bg} = \frac{Q_{CH_4}}{0,60} \quad (6.4)$$

Onde,

$Q_{Bg}$  : produção volumétrica de biogás ( $m^3$ /dia).

O cálculo da produção efetiva de EE nas estações de esgoto, dado o biogás gerado, pode ser assim expresso (COSTA, 2006; SANTOS, 2009):

$$GEf_{EE} = Q_{Bg} \times PCI_{Bg} \times \eta_{gerador} \times \frac{4,2868}{86400} \times 720 \text{ horas} \quad (6.5)$$

Onde,

$GEf_{EE}$  : Geração efetiva de EE na Estação de Tratamento de Esgoto ( $kWh/mês$ );

$PCI_{Bg}$  : Poder calorífico inferior do biogás gerado ( $kcal/m^3$ );

$\eta_{gerador}$  : Eficiência elétrica da tecnologia de conversão (%);

4,2868: Fator de conversão de “kcal” para “kJ”;

Ao considerar os aspectos normativos do setor elétrico brasileiro, de acordo com o Art. 7º inciso II da REN 482, o consumo a ser faturado, referente à energia elétrica ativa, é a diferença entre a energia consumida e a injetada. Portanto, os créditos gerados por um mini ou microgerador conectados na rede de distribuição de baixa tensão podem ser assim equacionados:

$$CEAF = EC - GEf_{EE} \quad (6.6)$$

Sendo que:

$CEAF$  : Consumo de energia elétrica ativa a ser faturada (créditos gerados em  $kWh/mês$ );

$EC$  : Energia elétrica consumida pelo microgerador ou minigerador ();



$GEf_{EE}$  : Geração efetiva de EE na Estação de Tratamento de Esgoto ( $kWh/mês$ ).

Se a energia injetada na rede for maior do que a energia consumida pela unidade consumidora têm-se créditos gerados, ou seja:

$$GEf_{EE} > EC \quad (6.7)$$

Estes créditos, por sua vez, devem ser utilizados nos meses subsequentes, preferencialmente para o abatimento no próprio local de geração de EE.

Os montantes de energia ativa injetada que não tenham sido compensados na própria unidade consumidora poderão ser utilizados para compensar o consumo de outras unidades, previamente cadastradas para esse fim e atendidas pela mesma distribuidora, desde que tenha o mesmo CNPJ ou CPF (Art. 7º inciso IV).

Se existir mais de uma unidade consumidora participante do sistema de compensação de EE, o consumidor definirá a ordem de prioridade das unidades consumidoras, devendo a unidade consumidora onde se encontra instalada a geração, ser a primeira a ter seu consumo compensado (Art. 7º inciso V).

Os créditos, após a compensação tanto da unidade geradora quanto das unidades participantes do sistema de compensação, devem ser utilizados dentro de um prazo máximo de 36 meses; após este período os créditos expiram e são revertidos em modicidade tarifária (Art. 7º inciso VII).

Tomando como base os dados de consumo das ETEs, estas devem ser ordenadas em ordem decrescente de consumo, isto é, a ETE que mais consome EE é a ETE que deve receber a instalação da uma unidade de geração de EE; os créditos que sobram da ETE geradora são utilizados para abater as contas de energia elétrica das demais unidades consumidoras subsequentes.

Considerando que as ETEs geralmente são atendidas pela concessionária local em baixa tensão, estes empreendimentos geralmente fazem parte do grupo de consumidores B3 ou A4 convencional. Na Tabela 44 são



apresentados a média de consumo mensal e a classificação de cada unidade, tanto de estações de tratamento de esgoto (ETE) como de estações elevadoras de esgoto (EEE) da cidade de Dourados, no Mato Grosso do Sul.

**Tabela 44 Média de consumo das ETEs / EEEs de Dourados-MS**

ETE's e EEE's	Média Consumo (kWh/mês)	Classificação ETE/EEE
ETE Guaxinim	11307	B3/Serviço Público/Convencional/Trifásico
ETE Água Boa	7152	B3/Serviço Público/Convencional/Trifásico
EEE Cachoeirinha	4243	B3/Serviço Público/Convencional/Trifásico
EEE Olinda	2854	A4/Serviço Público/Convencional/Trifásico
EEE Portal	1927	B3/Serviço Público/Convencional/Trifásico
EEE Campo Dourado	1766	B3/Serviço Público/Convencional/Trifásico
ETE Laranja Doce	1564	B3/Serviço Público/Convencional/Trifásico
EEE SENAI	996	A4/Serviço Público/Convencional/Trifásico
EEE Jcquitibás	136	B3/Serviço Público/Convencional/Trifásico

Fonte: SANESUL, 2013.

O cálculo da fatura de energia elétrica para os consumidores do Grupo B3 Convencional é definido pela Cartilha da Aneel como (ANEEL, 2013):

$$VCC = \left[ \left( \frac{VTPA}{1 - (PIS + COFINS + ICMS)} \right) \times EE_{cons} \right] + CIP \quad (6.8)$$

Sendo que,

$VCC$  : Valor a ser cobrado do consumidor ( R\$ );

$VTPA$  : Valor da tarifa publicada pela ANEEL ( R\$/kWh );

$PIS$  : Programa de Integração Social (%);

$COFINS$  : Contribuição para o Financiamento da Seguridade Social (%);

$ICMS$  : Imposto sobre a Circulação de Mercadorias e Serviços (%);

$EE_{cons}$  : Energia Elétrica Consumida na ETE ( kWh );

$CIP$  : Contribuição para o Custeio do Serviço de Iluminação Pública ( R\$ ).



A tarifa para os consumidores do Grupo A4 Convencional será binômia, sendo obrigatória a contratação de potência e energia (demanda e consumo), porém, como a demanda é uma contratação que não é abatida sob a forma de créditos, é utilizado somente a parcela de consumo. Logo, utiliza-se a mesma expressão definida para o B3 Convencional levando em consideração o valor diferenciado da tarifa de EE e a porcentagem de desconto para os consumidores do grupo A (ANEEL, 2013). Cálculos semelhantes são utilizados para outras classificações, como A3 convencional, A3 azul e verde e A2 azul e verde.

$$VCC = \left[ \left( \frac{VTPA}{1 - (PIS + COFINS + ICMS)} \right) \times EE_{cons} \right] + CIP \quad (6.9)$$

Sendo que,

*VCC* : Valor a ser cobrado do consumidor (*R\$*);

*VTPA* : Valor da tarifa publicada pela ANEEL (*R\$/kWh*);

*PIS* : Programa de Integração Social (%);

*COFINS* : Contribuição para o Financiamento da Seguridade Social (%);

*ICMS* : Imposto sobre a Circulação de Mercadorias e Serviços (%);

*EE<sub>cons</sub>* : Energia Elétrica Consumida na ETE (*kWh*);

*CIP* : Contribuição para o Custeio do Serviço de Iluminação Pública (*R\$*).

A avaliação da receita mensal obtida com a comercialização dos créditos de carbono é diretamente proporcional à geração efetiva de energia elétrica. Para tanto utilizou-se a seguinte expressão (PÉCORA, 2006):

$$RM_{cc} = GEf_{EE} \times FIC \times VCCE \quad (6.10)$$

Sendo que,

*RM<sub>cc</sub>* : Receita mensal obtida com a comercialização dos créditos de carbono (*R\$/mês*);

*FIC* : Fator de intensidade de carbono (*0,5 tCO<sub>2</sub> eq/MWh*);

*VCCE* : Valor de Certificado de Emissões Evitadas – CEE (*US\$ 10,00/tCO<sub>2</sub>eq*);



O fator de intensidade de carbono ( $FIC$  de  $0,5 \text{ tCO}_2 \text{ eq/MWh}$ ) e o valor de certificado de emissões evitadas ( $VCEE$  de  $US\$ 10,00/\text{tCO}_2 \text{ eq}$ ) foram os mesmos valores adotados por Pécora, 2006. A estimativa da receita total alcançada com a comercialização dos créditos de carbono pode ser obtida conforme observado na expressão abaixo (PÉCORA, 2006):

$$RTM_{cc} = VUP \times RM_{cc} \quad (6.11)$$

Onde,

$RTM_{cc}$  : Receita total auferida com a comercialização dos créditos de carbono (R\$);

$VUP$  : Vida útil da planta de geração de EE na ETE (mês);

$RM_{cc}$  : Receita mensal auferida com a comercialização dos créditos de carbono (R\$/mês).

No diagnóstico econômico o foco principal é a avaliação do fluxo de caixa, uma vez que o empreendimento necessita de investimento inicial com a implantação de um sistema de geração de EE, além de gasto com operação e manutenção periódicas. Na análise da viabilidade do empreendimento será utilizado, sob a ótica da rentabilidade do projeto, o indicador VPL (Valor Presente Líquido) e, sob a ótica associada ao risco do projeto, a TIR (Taxa interna de Retorno), o *Pay-back* simples e o *Pay-back* descontado. Os indicadores auxiliam no processo decisório e visa a demonstrar a exequibilidade de geração de energia elétrica em ETEs urbanas diante da nova legislação do setor energético.

A medida do valor presente líquido é obtida pela diferença entre o valor presente dos benefícios líquidos de caixa, previstos para cada período do horizonte de duração do projeto, e o valor presente do investimento (desembolso de caixa). Formalmente, costuma-se adotar a seguinte expressão de cálculo do VPL (NETO, 2010):

$$VPL = \sum_{t=1}^n \frac{FC_i}{(1+K)^i} - \left[ I_0 + \sum_{t=1}^n \frac{I_i}{(1+K)^i} \right] \quad (6.12)$$



Onde,

$FC_t$  : fluxo (benefício) de caixa de cada período;

$K$  : taxa de desconto do projeto, representada pela rentabilidade mínima requerida;

$I_0$  : investimento processado no momento zero (inicial);

$I_t$  : valor do investimento previsto em cada período subsequente.

De acordo com Neto (2010), os critérios de decisão para o VPL são:

- $VPL > \$ 0 \rightarrow$  Projeto cria valor econômico, aumentando a riqueza dos acionistas.

- $VPL = \$ 0 \rightarrow$  Projeto não cria valor econômico, pois remunera somente o custo de oportunidade, não alterando a riqueza dos acionistas.

- $VPL < \$ 0 \rightarrow$  Projeto destrói valor econômico, porque reduz a riqueza dos acionistas.

Pelo método da Taxa Interna de Retorno – TIR, um projeto de investimento é recomendado se a taxa interna de retorno calculada for maior do que o retorno exigido, taxa mínima de atratividade (TMA). Nesse sentido, o projeto cria valor econômico. Caso o investimento apresente uma taxa de retorno menor que a TMA, o projeto deve ser rejeitado (NETO, 2010).

A formulação da taxa interna de retorno pode ser representada, supondo-se a atualização de todos os movimentos de caixa para o momento zero, da seguinte forma (NETO, 2010):

$$I_0 + \sum_{t=1}^n \frac{I_t}{(1+K)^t} = \sum_{t=1}^n \frac{FC_t}{(1+K)^t} \quad (6.13)$$

Onde,



$I_0$  : montante do investimento no momento zero (início do projeto);

$I_t$  : montantes previstos de investimento em cada momento subsequente;

$FC_t$  : fluxos previstos de entradas de caixa em cada período de vida do projeto (benefícios de caixa);

$K$  : taxa de rentabilidade equivalente periódica (TIR);

O *Payback* nada mais é do que o número de períodos necessários para que o fluxo de benefícios supere o capital investido. A fim de aplicar o método PBD (*Payback* Descontado) é necessário definir o tempo máximo (TM) de análise, geralmente associado a vida útil do investimento, com o objetivo de recuperar o capital investido e remunerado. Se forem aplicados os procedimentos de cálculo do PBD, com taxa requerida igual a zero, têm-se tempo necessário em prol de reaver apenas o capital investido, ou seja, o *Payback* Simples.

No sentido de decidir se o investimento deve ser aceito, o PBD calculado com a taxa de rentabilidade requerida “i” deve ser comparado com o TM, valor de referência, de forma que (NETO, 2010):

Se  $PBD < TM \rightarrow$  o projeto deve ser aceito.

Se  $PBD > TM \rightarrow$  o projeto não deve ser aceito.

## 6.7 Modelagem de ASs

No cálculo do potencial de geração de metano utilizou-se um modelo teórico de estimativa, como ferramenta de previsão do volume de metano a ser gerado pelo período de tempo considerado. O método aplicado foi desenvolvido pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 1996; IPCC, 2006), também empregue por diversos autores no Brasil, tais como: Coelho (2011), Abreu *et al.* (2006), ICLEI (2009), Mendes (2005), dentre outros. Para o cálculo da emissão de metano usa-se a Equação 6.17:

$$E_{CH_4} = k \times R_x \times L_0 \times e^{-k(x-T)} \quad (6.17)$$

Onde,



$E_{CH_4}$  : emissão de metano ( *TonRSD* );

$k$  : constante de decaimento (1/ano);

$R_x$  : fluxo de resíduos no ano ( *TonRSD* );

$L_0$  : potencial de geração de metano (  $m^3_{CH_4}/TonRSD$  );

$x$  : ano atual;

$T$  : ano de deposição do resíduo no aterro.

Entretanto, é necessário primeiro calcular a fração de carbono orgânico degradável no lixo ( *COD* ) depositado no aterro utilizando-se a Equação 6.18:

$$COD = \sum (COD_i \times W_i) \quad (6.18)$$

Onde,

*COD* : fração de carbono orgânico degradável no lixo ( ;

$COD_i$  : fração de carbono orgânico degradável no tipo de resíduo  $i$ (%);

$W_i$  : fração do tipo de resíduo  $i$  por categoria do resíduo (%) .

O  $COD_i$  depende da composição do material depositado no aterro, apresentado na Tabela 45, em conformidade com o guia do IPCC. O  $W_i$  será de acordo com a análise gravimétrica do resíduo em porcentagem dos componentes presentes no lixo, ou seja, matéria orgânica, papel/papelão, vidros, outros.

**Tabela 45 Teor de carbono orgânico degradável para cada componente do lixo.**

Componente	Porcentagem COD (em massa)
A) Papel e papelão	40
B) Resíduos de parques e jardins	17
C) Restos de alimentos	15
D) Tecidos	40
E) Madeira	30

Fonte: BIRGEMER e CRUTZEN (1987).



Após o cálculo do  $COD$  é necessário calcular o potencial de geração de metano no resíduo ( $L_0$ ), observado na Equação 19:

$$L_0 = FCM \times COD \times COD_f \times F \times \frac{16}{12} \quad (6.19)$$

Onde,

$L_0$  : potencial de geração de metano do resíduo ( $m^3_{biogás}/TonRSD$ );

$FCM$  : fator de correção de metano;

$COD_f$  : fração altamente biodegradável no resíduo brasileiro;

$F$  : fração de metano presente no biogás (geralmente 0,5);

$\frac{16}{12}$  : conversão de carbono para metano ( $CH_4$ ).

O Fator de Correção de Metano (FCM) são recomendados pelo IPCC, segundo a Quadro 10 abaixo:

**Quadro 10 Valores para o FCM**

Tipo de local de disposição	FCM
Lixão	0,4
Aterro Controlado	0,8
Aterro Sanitário	1,0
Locais sem categoria	0,6

Fonte: IPCC (1996)

A fração dissociada ( $COD_f$ ), segundo Ensinas (2003), indica a fração de carbono que é disponível para a decomposição bioquímica, e pode ser obtida pela Equação 20.

$$COD_f = 0,014T + 0,28 \quad (6.20)$$

Onde,

$T$  : temperatura na zona anaeróbia dos resíduos, estimada em  $35^\circ C$



O Fator de Correção do Metano (FCM), recomendado pelo IPCC, é de 1,0 para aterro adequado caracterizando aterro bem gerenciado.

A unidade do  $L_0$  calculado a partir da Equação 6.17 será  $kgCH_4/kgRSD$ . Portanto, para que a unidade seja transformada para  $m^3$ biogás/tonRSD deve-se dividir o valor de  $L_0$  obtido por  $0,0007168 ton/m^3$  (densidade do metano). Assim, a partir do  $L_0$ , da constante de decaimento  $k$  e do fluxo de resíduo no ano, utiliza-se a Equação 15 para calcular a quantidade de metano emitida por ano no aterro ( $m^3CH_4/ano$ ).

### 6.7.1 Análise do Ambiente de Negócio

A análise ambiental tem por objetivo subsidiar a formulação das estratégias empresariais e avaliar o ambiente de negócios da empresa. Tal avaliação visa identificar as ameaças e oportunidades para o negócio, realizando o que se chama, na prática, de “inteligência competitiva”.

Segundo Quinn (1978) a análise externa do meio ambiente em que se encontra a empresa (inteligência competitiva), dentre outros fatores, envolve:

- As atuais condições legais, econômicas, demográficas, tecnológicas, socioculturais e ecológicas do meio ambiente, assim como as possibilidades de evolução desses fatores;
- Análise do mercado de interesse, que consiste em verificar qual o volume desse mercado, sua taxa de crescimento, bem como a fatia de mercado própria e de terceiros;
- Análise de cenários, que consiste da análise dos possíveis caminhos que possam levar a estados futuros, desejáveis ou não.

Neste contexto, a elaboração de cenários representativos de diferentes estratégias, buscando minimizar os riscos empresariais, devem pautar o processo de tomada de decisão dos gestores das empresas de saneamento e coleta de resíduos sólidos. Desta forma, o gestor pode avaliar o impacto



para diferentes cenários e efetuar análises que envolvam questões como: diferentes potenciais de geração de biogás, diversas tecnologias do grupo gerador, comercialização dos créditos de carbono, período de funcionamento, além de realizar análises de sensibilidade considerando mudanças no arcabouço regulatório, como as variações nos impostos vigentes (PIS, COFINS, ICMS e CIP etc.).

A avaliação destes diferentes cenários pode ser feita através da análise dos indicadores econômicos a seguir:

- Taxa Interna de Retorno (TIR)
- Valor Presente Líquido (VPL)
- *Payback* Descontado (PBD)

Para tanto, torna-se importante no processo de avaliação a definição do horizonte de simulação. No caso das empresas de saneamento assume-se que o retorno sobre o investimento deve ser no máximo de 10 anos (120 meses). Na simulação dos ASs, diferente da simulação das ETEs, concebeu-se um horizonte de simulação de 20 anos (240 meses) levando-se em conta o tempo de vida útil do aterro ser de 10-20 anos.

A construção de um modelo de Simulação em Dinâmica de Sistema (SD) com o software "POWERSIM" permitiu considerar a iteração entre as variáveis identificadas e o ambiente regulatório. Especial consideração foi dada aos mecanismos de retroalimentação de informação (feedback) e defasagens de tempo (delays) como resultados de ações políticas e suas relações com os mecanismos relacionados com operações internas (escolhas tecnológicas, procedimentos operacionais etc.). O modelo foi utilizado para simular o comportamento de estações de tratamento de esgoto (ETE) e aterros sanitários (AS) em cenários alternativos, revelando muitos *insights* sobre a sustentabilidade de cada empreendimento e provando ser uma ferramenta potencial para formuladores de políticas na elaboração de estratégias e programas nesta área de atividades.

Importante mencionar que esta modelagem não contempla as mudanças regulatórias impostas pela Lei 14.300/2022, pois, apesar de trazer uma segurança legislativa para o setor elétrico, que antes contava apenas com Resoluções Normativas, ainda existe uma certa expectativa de como será feita a regulação de alguns pontos trazidos pela lei.

## 6.8. Simulações

O diagrama de blocos estruturado nos cinco módulos apresentado anteriormente (Figura 95), foi implementado na forma de um modelo de simulação utilizando a técnica de dinâmica de sistemas (DS) mediante a utilização do aplicativo *Powersim Studio Enterprise*, conforme Figura 96.

**Figura 96 - Interface inicial do modelo de simulação**



Fonte: Projeto Biogás – FAENG / UFMS

As condições de base para as empresas de saneamento e coleta de resíduos sólidos dispostas em uma planilha que definiu o status do sistema inicial respectivo e os testes de simulação sendo executados para cada um deles separadamente. O modelo incluiu variáveis dependentes do tempo para capturar as diferenças na data de início real das operações das empresas simuladas, que diversificam de acordo com os planos de projetos específicos e a disponibilidade efetiva de recursos.



Os testes de simulação iniciais devem ser comparados com modelos de referência que mostram o comportamento do sistema, ao levar em consideração dados reais sobre um determinado horizonte de produção e ganhos mensais. Este procedimento permite o ajuste fino do modelo, calibrando seus parâmetros e revisando os pressupostos nas relações entre seus componentes. Após a validação, uma série de simulações que consideram diferentes cenários (otimistas, conservadores e pessimistas), relacionados às operações e ao ambiente de negócios de uma ETE selecionada, permitiram a inferência de condições-chave para a sustentabilidade econômica a longo prazo, para cada um dos casos testados.

Deste modo, é possível realizar as diversas simulações dos cenários propostos, de acordo com a modelagem dinâmica, considerando alterações em parâmetros como:

- Vazão de esgoto de entrada da estação;
- Taxa DQO;
- PCI do biogás gerado;
- Impostos de esfera municipal, estadual e federal, como PIS, COFINS e ICMS;
- Variação anual da tarifa de EE com incremento variando de -10% a +10% (ano a ano).

Usou-se este modelo para simular o comportamento do sistema nos cenários alternativos, através de uma conexão dinâmica de troca de dados para uma planilha contendo dados específicos das empresas de saneamento e aterros.

Suas interfaces consistem em uma série de painéis amigáveis, utilizados para alterar parâmetros e definir diferentes níveis de variáveis envolvendo cenários que permitem uma análise de comportamento



e sensibilidade no que tange ao ambiente de negócios, tais como: “investimento em biodigestores”; “Comercialização de crédito carbono”; “Investimento em tecnologias de geração”; “Incentivos fiscais e de crédito”; “Diferenciação do produto”; “Nível de produção de EE”; e “Tarifas da EE”.

Para fins de análise técnica econômica, dois tipos de tecnologias foram examinados para a geração de energia elétrica, tanto em ETEs como em ASs: geração por meio de motores diesel adaptados para o ciclo Otto e microturbinas a gás.

Uma vez selecionada a tecnologia desejada à simulação da geração de EE nas Estações de Tratamento de Esgoto, a saber: Grupo Gerador, Microturbina e Definido pelo usuário. Sendo que, por meio desta última seleção há a possibilidade de modificar os parâmetros pré-estabelecidos para as tecnologias, como Potência Nominal, Eficiência Elétrica, Consumo de biogás da tecnologia, bem como o preço do equipamento de geração e impostos e frete.

A escolha de somente dois tipos de tecnologia de conversão se deve ao fato de estas tecnologias serem mais adequadas ao uso em ETEs, pois a capacidade de geração de biogás nas estações de esgoto é insuficiente, a ponto de necessitar de uma tecnologia com maior capacidade de geração de EE, como uma TG, por exemplo.

Ao dar continuidade a análise da ETE, na Figura 97 ilustra-se a tecnologia selecionada do Grupo Gerador e os modelos *default*, nesta interface, foram os da empresa Fockink (FOCKINK, 2012). Portanto, o usuário possui uma gama de Grupo Geradores que compreendem desde 32 kW até 120 kW como capacidade de geração, a plena carga. Mesmo possuindo parâmetros pré-fixados, existe a possibilidade de acrescentar, ao valor da tecnologia, gastos como frete e impostos relativos ao equipamento (em porcentagem).

**Figura 97 – Tela de especificação da tecnologia Grupo Gerador.**

Especificações da tecnologia

**Grupo Gerador Fockink**



SG40B Automático







Potência nominal	32,00 kW
Potência em KVA	40,00 kVA
Eficiência elétrica	30,45 %
Consumo da tecnologia	17,00 m³/hr
"Overhaul" do equipamento (horas)	5000:00:00
Frete do equipamento (% do investimento)	0,00 %
Impostos do equipamento (% do investimento)	0,00 %
Custo do equipamento (com frete + impostos)	118.000,00 R\$

Início

Avançar

Fonte: Projeto Biogás – FAENG / UFMS

Na Figura 98 mostra-se a tecnologia selecionada da Microturbina e os modelos utilizados nesta interface foram os da empresa Capstone (2012). Portanto, o usuário possui uma gama de Microturbinas que variam de 30 kW até 1.000 kW como capacidade de geração a plena carga. Novamente, mesmo possuindo parâmetros pré-fixados, existe a possibilidade de adicionar, ao valor da tecnologia, gastos como frete e impostos relativos ao equipamento.

Dados como a potência nominal, eficiência elétrica, consumo da tecnologia, *overhall*, frete do equipamento além dos impostos, podem ser inseridos pelo usuário.

**Figura 98 Tela de especificações da tecnologia Microturbina.**

Especificações da tecnologia

**Microturbina Capstone**



C30 HP






Potência Nominal	32,00 kW
Eficiência Elétrica	30,45 %
Consumo da tecnologia	17,00 m³/hr
"Overhaul" do equipamento (horas)	5000:00:00
Frete do equipamento (% do investimento)	0,00 %
Impostos do equipamento (% do investimento)	0,00 %
Custo do equipamento (com frete + impostos)	118.000,00 R\$

Início

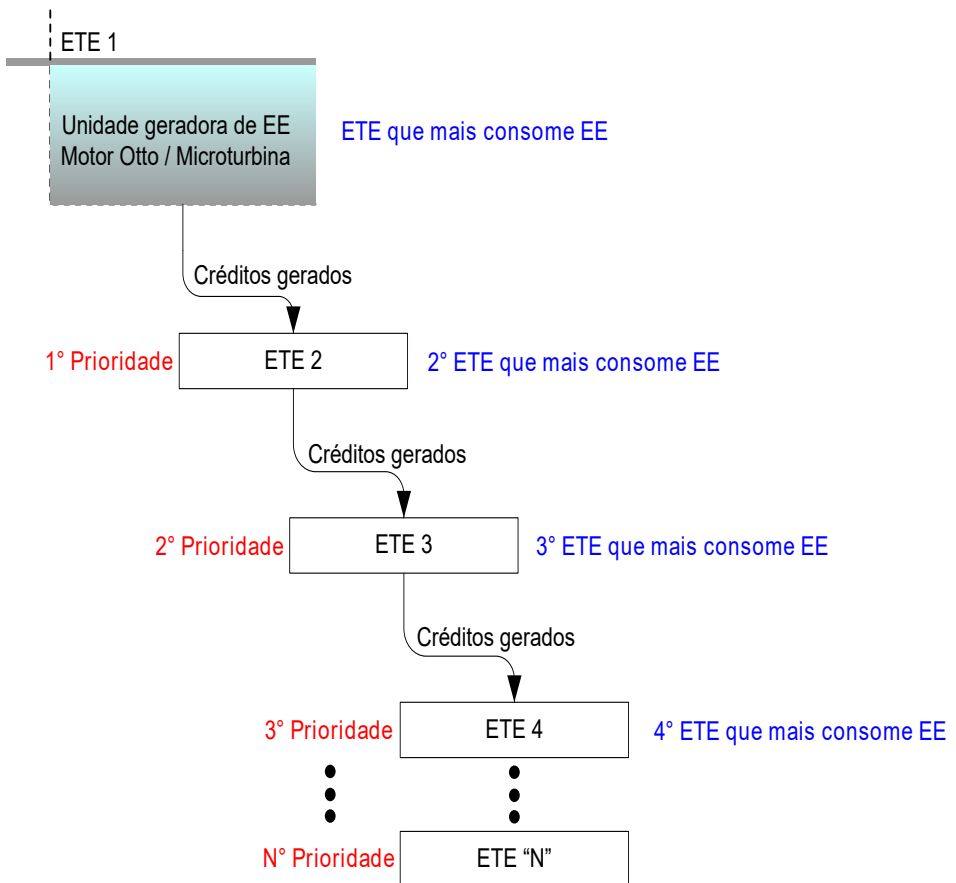
Avançar

Fonte: Projeto Biogás – FAENG / UFMS



O Software foi projetado para a inserção de até 10 unidades participantes do sistema de compensação, sendo organizadas em ordem decrescente de consumo. Desta forma, se a energia injetada na rede for maior do que a energia consumida pela unidade consumidora, têm-se créditos gerados, os quais, por sua vez, seriam utilizados para compensar as próximas unidades, conforme prioridade estabelecida pelo gestor, ilustrado na Figura 99.

**Figura 99 Ordem de prioridade no cascadeamento de créditos.**



Fonte: Projeto Biogás – FAENG / UFMS



## 6.9. Considerações Finais

As condições de base para as ETEs e ASs foram estruturadas em uma planilha que definiu o status do sistema inicial respectivo e os testes de simulação executados para cada um deles separadamente. O modelo incluiu variáveis dependentes do tempo para capturar as diferenças na data de início real das operações das empresas simuladas, que variaram de acordo com os planos de projetos específicos e a disponibilidade efetiva de recursos.

Verificou-se que todas as distribuidoras de energia elétrica, relacionadas às instituições de ensino superior participantes do projeto de biogás, estão em concordância com os procedimentos de acesso ao sistema de distribuição impostos pela ANEEL, através do PRODIST, especificamente no que diz respeito ao módulo 3, intitulado de “Procedimentos de Distribuição de Energia Elétrica no Sistema Elétrico Nacional”.

Averiguou-se, preliminarmente, que o emprego de motores ciclo Otto ou de microturbinas são mais adequados para o uso em ETEs urbanas, devido à baixa produção de biogás deste ambiente. Já em ASs, onde o volume de biogás produzido é significativamente maior, tem-se a opção de emprego de turbinas a gás (TG).

É importante ressaltar que há viabilidade de geração de energia elétrica nos dois ambientes, principalmente levando-se em conta o custo crescente da energia elétrica e a possibilidade de se agregar ao empreendimento um selo de sustentabilidade energética.



## 6.10 REFERÊNCIAS

ABREU, F. C. *et al.* **Biogás de aterro para geração de eletricidade e iluminação.** IEE/CENBIO – Instituto de Eletrotécnica e Energia / Centro Nacional de Referência em Biomassa. São Paulo, 2006.

ANEEL. **Por dentro da conta de luz:** concessionária Enersul. Disponível em: [http://www.aneel.gov.br/arquivos/PDF/Cartilha\\_tarifas\\_Enersul.pdf](http://www.aneel.gov.br/arquivos/PDF/Cartilha_tarifas_Enersul.pdf). Acesso em 09/08/2013.

ANEEL, **Resoluções Normativas**, referências disponíveis na internet, biblioteca virtual, item pesquisa resoluções normativas, <http://www.aneel.gov.br>, 2012.

BEN - **Balanco Energético Nacional.** 2013. Disponível em: <https://ben.epe.gov.br/BENRelatorioFinal2013.aspx>. Acesso em 22/05/2014.

BIRGEMER, H.G. & CRUTZEN, P.J. **The production of methane from solid wastes.** Journal of geophysical research, 1987. v. 92, n° D2, pp 2181-2187.

CAPSTONE. **Modelos, preços e características técnicas das Microturbinas.** 2012

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

CHERNICHARO, C. A. de L. **Reatores anaeróbios.** Belo Horizonte: UFMG, 1997.

COELHO, T. C.; ALENCAR, R.; OLIVEIRA, R. M. S. **Estimativa da produção teórica do metano gerado no aterro sanitário de Palmas-TO.** Fórum Ambiental da Alta Paulista, v. 07, n. 12, 2011.

COSTA, D. F. **Geração de energia elétrica a partir do biogás do tratamento de esgoto.** Dissertação de Mestrado. Programa Interunidades de Pós-Graduação em Energia (PIPGE) da Universidade de São Paulo. 194 p. São Paulo, 2006.



ENSINAS, A. V. **Estudo da geração de biogás no aterro sanitário Delta de Campinas – SP**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 77 p., 2003.

FOCKINK. **Modelos, preços e características técnicas dos grupos geradores**. Rio Grande do Sul. Panambi, 2012.

FORRESTER, J. W. (1990) Principles of Systems. Productivity Press, Portland, OR.

ICLEI - Governos Locais pela Sustentabilidade. **Estudo técnico sobre o potencial de aproveitamento de biogás gerado no aterro sanitário do município de Campinas-SP**. Secretariado para América Latina e Caribe, escritório de projetos no Brasil. São Paulo, 2009.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. The Workbook (Volume 2): Module 6 Waste. 1996. Disponível em: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs1.html>. Acesso em: 19/11/2014.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Volume 5: Waste. 2006. Disponível em: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>. Acesso em: 20/11/2014.

JUSTI, J.; ORTEGA, J.M.; Justi, E.B.L.; TEDESCO, M.V. **Viabilidade de Geração de Energia Elétrica em Estação de Tratamento de Esgoto Urbanas baseado na REN 482/12**. IX Congresso Nacional de Excelência em Gestão. Rio de Janeiro, 2013. ISSN 1984-9354

MACEDO, L. V. de (Coord.). **Manual para aproveitamento do biogás**: volume dois, efluentes urbanos. ICLEI - Governos Locais pela Sustentabilidade, Secretariado para América Latina e Caribe, Escritório de projetos no Brasil, São Paulo, 2010.

MENDES, L. G. G.; SOBRINHO, P. M. **Métodos de estimativa de geração de biogás em aterro sanitário**. Periódicos científicos da Universidade de Taubaté-UNITAU. Revista ciências exatas, Taubaté, v.11, n.2, p. 71-76. 2005.



NETO, A. A.; LIMA, F. G. **Fundamentos de administração financeira**. São Paulo: Atlas, 2010.

PECORA, V. **Implantação de uma unidade demonstrativa de geração de energia elétrica a partir do biogás de tratamento do esgoto residencial da USP** – Estudo de Caso (Dissertação de Mestrado). Programa Interunidades de Pós-Graduação em Energia (PIPGE) do Instituto de Eletrotécnica e Energia (IEE) da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

PNSB. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Disponível em: [http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaoodevida/pnsb2008/PNSB\\_2008.pdf](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaoodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf). Acesso em: 01/10/2013.

POWERSIM STUDIO ENTERPRISE 2003. **Software Powersim Studio Enterprise**. Versão 2003.

QUINN, James Brian. Strategic Change: “Logical Incrementalism”; Sloan Management Review, v. 20, n. 1, p. 7-21, 1978

SANESUL. Empresa de Saneamento de Mato Grosso do Sul. **Estudo de Biogás/Fatura de energia das ETE's/Análises do efluente e afluente**. Dourados, 2013.

SANTOS, N. S. dos. **Geração de energia elétrica a partir do biogás produzido na estação de tratamento de esgotos de Madre de Deus – Bahia**. Dissertação de mestrado (Mestrado em Tecnologias Aplicáveis em Bioenergia). Faculdade de Tecnologias e Ciências de Salvador. Salvador, 2009.

SILVA, P. P.; ORTEGA, J. M.; JUSTI, J. (2015). **Aspectos Regulatórios que Influenciam na Produção de Energia Elétrica a Partir do Biogás Produzido em Sistemas de Tratamento de Esgotos**, IX CONGRESSO BRASILEIRO DE REGULAÇÃO - 3ª ExpoABAR, 17 a 20 de agosto de 2015, Brasília – DF, 2015.

