

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

ANIGELI DAL MAGO

***AVALIAÇÃO DE BIODIGESTORES COM O USO DE
DEJETOS DE SUÍNOS, EM BRAÇO DO NORTE E EM
CONCÓRDIA***

**Florianópolis (SC)
2009**

ANIGELI DAL MAGO

*AVALIAÇÃO DE BIODIGESTORES COM O USO DE
DEJETOS DE SUÍNOS, EM BRAÇO DO NORTE E EM
CONCÓRDIA*

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
da Universidade Federal de Santa
Catarina, como requisito parcial para a
obtenção do título de Mestre em
Engenharia Ambiental

Orientador: Prof. Paulo Belli Filho, Dr.

Florianópolis (SC)
2009

DAL MAGO, Anigeli

Avaliação de biodigestores com o uso de dejetos de suínos, em Braço do Norte e em Concórdia. 152 p.

Biodigestor, Dejetos de Suínos, Biogás, Remoção de matéria orgânica

Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Santa Catarina – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – Florianópolis – SC – Agosto, 2009.

**“AVALIAÇÃO DE BIODIGESTORES COM O USO DE DEJETOS DE SUÍNOS, EM
BRAÇO DO NORTE E EM CONCÓRDIA”**

ANIGELI DAL MAGO

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL

na Área de Engenharia Ambiental.

Aprovado por:

Dr. Paulo Armando Victória de Oliveira

Profº Dr. Armando Borges de Castilhos Junior

Profº Dr. Flávio Rubens Lapolli
(Coordenador PPGA)

Profº Dr. Paulo Belli Filho
(Orientador)

FLORIANÓPOLIS, SC - BRASIL
AGOSTO/2009

*Dedico aos meus pais
Intelvino e Iracy,
por todo o amor, pelo apoio e
incentivo no decorrer desta
caminhada.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, pela presença constante em minha vida, pelas bênçãos e proteções.

A toda minha família, pelo amor, compreensão e apoio. Agradeço aos meus pais Intelvino e Iracy, por todo o incentivo; à minha irmã Diane, sempre presente, que realizou a revisão gramatical deste trabalho; ao meu irmão Adilson e cunhada Tamine, por acompanharem toda esta caminhada; aos sobrinhos Arthur e Gabriela, pelos momentos de descontração e alegria!

Ao Prof. Paulo Belli Filho, pela oportunidade e por ter me orientado ao longo deste trabalho.

À Universidade Federal de Santa Catarina e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, pela oportunidade de desenvolver o meu trabalho de mestrado.

Ao pesquisador Dr. Paulo Armando V. de Oliveira, pesquisador da Embrapa Suínos e Aves, pelo suporte técnico durante toda a pesquisa.

Aos membros da banca examinadora, pelas contribuições na melhoria deste trabalho.

À Embrapa Suínos e Aves pela parceria, aos pesquisadores Ricardo e Martha, pela disponibilidade.

À Sadia Concórdia, em especial aos engenheiros Alexandre Matter, Guilherme Dalmazo, Nayana Moreira e Sandra Bazzi.

A todos os proprietários e funcionários das granjas em que foram estudados os biodigestores, em Concórdia e em Braço do Norte, obrigada pela compreensão e ajuda prestada nos momentos da coleta.

À amiga Iria Araujo, pelas discussões técnicas, pelo apoio e por ser prestativa, durante a realização deste trabalho.

Ao CNPq, pela concessão da bolsa estudos.

À FAPESC, pelo financiamento do projeto.

Aos colegas Wilian Sganzerla, que atuou como bolsista, Margarida e Rodrigo Mohedano; pessoas sempre presentes que auxiliaram no campo e no laboratório, sempre disponíveis e grandes amigos! E à todos do LABEFLU.

Aos amigos: Andreas, Angela, Bianca Coelho, Bianca Ranzi, Carla, Fernanda, Lola, Lucila, Marina, Paola, Rodrigo Mohedano, Vanessa.

Ao pessoal do LIMA, em especial à Arlete e Dona Eliane.

À Vera Lucia da Epagri, por fornecer os dados meteorológicos.

Aos colegas da CASAN, pela compreensão e apoio.

A todas as pessoas que de alguma forma contribuíram para que fosse possível realizar este trabalho.

RESUMO

Dentre os problemas ambientais apresentados, em função da carga poluente dos dejetos de suínos, está a emissão de gases que contribuem para o efeito estufa, em função das formas de tratamento anaeróbias. O metano (CH_4) e o dióxido de carbono (CO_2) estão entre os principais gases causadores do efeito estufa, sendo que o CH_4 apresenta um poder estufa cerca de 21 vezes maior que o CO_2 . O biogás é uma mistura de gases formada a partir de condições anaeróbias em que ocorre a conversão da maior parte da matéria orgânica para a fração gasosa. A formação do biogás está relacionada às condições do efluente, como a concentração e a carga de matéria orgânica disponíveis (ST, SV, DQO), associadas às características ambientais favoráveis à anaerobiose (pH, temperatura, potencial redox). Desta forma, buscase atingir um bom desempenho desses biodigestores, a fim de apresentarem eficiências desejáveis na remoção da matéria orgânica e na conversão desta em biogás. O uso de biodigestores anaeróbios constitui uma etapa do tratamento de dejetos de suínos, que possibilita a recuperação e armazenamento do biogás, o qual poderá ser utilizado como uma fonte renovável para fins de geração de energia, e o efluente poderá ser aplicado em lavouras como biofertilizante. O objetivo geral foi avaliar os biodigestores de dejetos de suínos nos municípios de Braço do Norte e Concórdia, visando à produção de biogás integrada à determinação de suas eficiências. A metodologia consistiu em avaliar as características físico-químicas dos dejetos de suínos e a produção e composição do biogás em doze biodigestores anaeróbios. A eficiência média geral de remoção de matéria orgânica atingida foi de 72% para DQO, 68% para ST e 75,5% para SV. A média geral concentração de CH_4 obtida nos biodigestores estudados foi 61,5%, indicando uma boa qualidade do biogás. A vazão média de biogás foi 5,69 m^3/hora , em que a vazão mínima foi 1,10 m^3/hora e a máxima 13,76 m^3/hora . Foi estimado um potencial para o estado de Santa Catarina em torno de 556 milhões de m^3 biogás /ano e 309 milhões de m^3 CH_4 /ano. Em relação a Braço do Norte, a estimativa foi 15 milhões de m^3 biogás/ano e 9 milhões de m^3 CH_4 /ano. Em Concórdia, o potencial estimado atingiu um volume de 36 milhões de m^3 biogás/ano e 20 milhões de m^3 CH_4 /ano. A carga orgânica volumétrica média obtida foi 0,8 Kg $\text{SV}_{\text{apli}}/\text{m}^3$.dia, encontrada em função dos biodigestores com melhor desempenho. Para o parâmetro da produção de CH_4 em relação à carga de SV removida, em que foram considerados os biodigestores com melhor desempenho, a média obtida foi 0,56 m^3 $\text{CH}_4/\text{kg SV}_{\text{remov}}$. Em relação à produção de gás metano/animal, foi efetuada a média entre os valores mais elevados dos biodigestores, atingindo 0,53 $\text{m}^3\text{CH}_4/\text{animal.dia}$.

Palavras-Chave: Biodigestor, Dejetos de suínos, Biogás, Remoção de matéria orgânica.

ABSTRACT

Among of environmental issues presented because of pollutant load of swine manure, is the emission of gases that contribute to the greenhouse effect according to the types of anaerobic treatment. The methane (CH_4) and carbon dioxide (CO_2) are the main gases causing the greenhouse effect, and the CH_4 features a power about 21 times greater than CO_2 . Biogas is a mixture of gases formed from anaerobic conditions in which the conversion occurs of most organic matter to the gas fraction. The origin of biogas is related to the conditions of the effluent, like the concentration and loading of organic matter available (TS, VS, COD), linked to environmental characteristics favorable to anaerobiosis (pH, temperature, redox potential). So this way, we attempt to achieve good performance of these biodigesters in order to make desirable efficiencies in the removal of organic matter and the conversion to biogas. The use of a biodigesters treatment of swine manure, which allows storage and recovery of biogas. And this can be used as a renewable source for power generation, and the effluent can be applied to crops as biofertilizer. The general objective was to evaluate the biodigester of swine manure in the cities of Braço do Norte and Concórdia, to the production of biogas relacioned to determine their efficiencies. The methodology was to assess the physical and chemical characteristics of swine manure and biogas production and composition of in twelve biodigesters. The overall average efficiency of removal of organic matter found was 72% for COD, 68% for TS and 75.5% for VS. The overall average concentration of CH_4 biodigesters studied was obtained in 61.5%, indicating a good quality of biogas. The average flow of biogas was 5.69 m^3/hour , where minimum flow was 1.10 m^3/hour and the maximum 13.76 m^3/hour . It was estimated a potential for the state of Santa Catarina around 556 million m^3 biogas/year and 309 million m^3 CH_4/ano . For the Braço do Norte, the estimate was 15 million m^3 of biogas/year and 9 million m^3 CH_4/year . In Concordia, the estimated potential reached a volume of 36 million m^3 of biogas/year and 20 million m^3 CH_4/year . The organic load average volumetric obtained was 0.8 $\text{kg SV}_{\text{appli}}/\text{m}^3.\text{day}$, found depending of biodigester with better performance. For the parameter of the production of CH_4 on the load removed from SV, which were considered biodigester with better performance, the average obtained was 0.56 m^3 $\text{CH}_4/\text{kg SV}_{\text{remov}}$. For the production of methane gas/animal, was made between the average values of biodigester higher, reaching 0.53 m^3 $\text{CH}_4/\text{animal.day}$.

Keywords: Swine manure, Biogas, Biodigester, Removal of organic matter.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1. MAPA DO EFETIVO DE SUÍNOS EM SANTA CATARINA.	24
FIGURA 2. ROTAS QUE INTERFEREM NA QUALIDADE DA ÁGUA E DO SOLO. ..	26
FIGURA 3. SEQÜÊNCIA DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DA MATÉRIA ORGÂNICA..	33
FIGURA 4. CONVERSÃO BIOLÓGICA DA MATÉRIA ORGÂNICA.....	35
FIGURA 5. VISTA EM PLANTA E EM CORTE DE UMA LAGOA ANAERÓBIA.....	54
FIGURA 6. ESQUEMA DE FUNCIONAMENTO DE UM REATOR UASB.	55
FIGURA 7. CONFIGURAÇÃO DOS BIODIGESTORES MODELO CHINÊS, FILIPINO E INDIANO.....	56
FIGURA 8. BIODIGESTOR OPERADO COM EFLUENTE DE SUINOCULTURA.....	58
FIGURA 9. VISTA E CORTES DE UMA LAGOA ANAERÓBIA COBERTA.....	59
FIGURA 10. LOCALIZAÇÃO DAS REGIÕES ESTUDADAS.....	60
FIGURA 11. BIODIGESTOR B1: (A) BIODIGESTOR; (B) LAGOA DE ARMAZENAMENTO DO EFLUENTE.	64
FIGURA 12. SAÍDA DO BIOGÁS NO B1 COM O SELO HÍDRICO.	64
FIGURA 13. BIODIGESTOR B2.....	64
FIGURA 14. BIODIGESTOR B5: (A) BIODIGESTOR E CAIXA DE PASSAGEM; (B) LAGOA E TUBULAÇÃO DO EFLUENTE.....	65
FIGURA 15. (A) BIODIGESTOR B11 SEGUIDO DA LAGOA; (B) DETALHE DA TUBULAÇÃO DE EFLUENTE NA LAGOA DO B10.	66
FIGURA 16. BIODIGESTOR B10: (A) DETALHE DA TUBULAÇÃO DE SAÍDA DO BIOGÁS; (B) QUEIMADOR DO BIOGÁS.	66
FIGURA 17. BIODIGESTOR B8 E AO FUNDO O QUEIMADOR.	67
FIGURA 18. MEDIDOR DE GASES <i>DRÄGER X-AM 7000</i>	68
FIGURA 19. TERMO-ANEMÔMETRO <i>AIRFLOW TA45</i>	69
FIGURA 20. REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DA TUBULAÇÃO ADAPTADA PARA A PASSAGEM E MEDIÇÃO DO 70	70
FIGURA 21. SISTEMA DE ADAPTAÇÃO: (A) CONEXÃO DE SAÍDA DO BIOGÁS INTERLIGADA À 71	71
FIGURA 22. (A) SISTEMA DE PADRONIZAÇÃO DAS MEDIÇÕES DE BIOGÁS; (B) USO DO TERMO- ANEMÔMETRO 71	71
FIGURA 23. VAZÃO DOS DEJETOS PARA CADA BIODIGESTOR NAS DIFERENTES ÉPOCAS..... 79	79
FIGURA 24. TEMPERATURA AMBIENTE PARA AS DIFERENTES ÉPOCAS DO ANO EM RELAÇÃO A CADA 82	82
FIGURA 25. TEMPERATURAS AFLUENTES DE CADA BIODIGESTOR PARA CADA PERÍODO ANALISADO. 83	83
FIGURA 26. TEMPERATURAS EFLUENTES DE CADA BIODIGESTOR PARA AS DIFERENTES ÉPOCAS DO ANO. 84	84
FIGURA 27. VALORES DE PH AFLUENTES AOS BIODIGESTORES..... 86	86
FIGURA 28. VALORES DE PH EFLUENTES AOS BIODIGESTORES. 87	87
FIGURA 29. CONCENTRAÇÕES DE DQO AFLUENTES DOS BIODIGESTORES. 89	89
FIGURA 30. CONCENTRAÇÕES DE DQO EFLUENTES DOS BIODIGESTORES..... 92	92
FIGURA 31. EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO..... 93	93
FIGURA 32. CONCENTRAÇÕES DE ST AFLUENTES NOS BIODIGESTORES NAS DIFERENTES ÉPOCAS..... 94	94
FIGURA 33. CONCENTRAÇÕES DE ST EFLUENTES NOS BIODIGESTORES NAS DIFERENTES ÉPOCAS..... 96	96

FIGURA 34. EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE ST NOS BIODIGESTORES NAS DIFERENTES ÉPOCAS.....	96
FIGURA 35. CONCENTRAÇÕES DE SV AFLUENTES DOS BIODIGESTORES.....	98
FIGURA 36. CONCENTRAÇÕES DE SV EFLUENTES DOS BIODIGESTORES.....	100
FIGURA 37. EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE SV NOS BIODIGESTORES.....	101
FIGURA 38. RELAÇÃO SV/ST AFLUENTE.....	103
FIGURA 39. RELAÇÃO SV/ST EFLUENTE.....	103
FIGURA 40. CONCENTRAÇÃO MÉDIA DE CH ₄ (%) NOS BIODIGESTORES NAS DIFERENTES ÉPOCAS.....	106
FIGURA 41. <i>BOX PLOT</i> REPRESENTANDO DISTRIBUIÇÃO DOS DADOS DE CH ₄ NO VERÃO.....	110
FIGURA 42. <i>BOX PLOT</i> REPRESENTANDO DISTRIBUIÇÃO DOS DADOS DE CH ₄ NO INVERNO.....	112
FIGURA 43. <i>BOX PLOT</i> REPRESENTANDO DISTRIBUIÇÃO DOS DADOS DE CH ₄ NA PRIMAVERA.....	113
FIGURA 44. CONCENTRAÇÃO DE CO ₂ EM RELAÇÃO A CADA BIODIGESTOR NAS DIFERENTES ÉPOCAS.....	115
FIGURA 45. TEMPERATURA DO BIOGÁS MEDIDA NO MOMENTO DA AMOSTRAGEM.....	119
FIGURA 46. (A) RELAÇÃO DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS E CARGA DE SV REMOVIDA. (B) RELAÇÃO DA PRODUÇÃO DE METANO E CARGA DE SV REMOVIDA.....	120
FIGURA 47. (A) RELAÇÃO DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS E CARGA DE DQO REMOVIDA. (B) RELAÇÃO DA PRODUÇÃO DE METANO E CARGA DE DQO REMOVIDA.....	123
FIGURA 48. (A) RELAÇÃO DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS E VOLUME DO BIODIGESTOR. (B) RELAÇÃO DA PRODUÇÃO DE METANO E VOLUME DO BIODIGESTOR.....	125

LISTA DE TABELAS

TABELA 1. OS DEZ PRINCIPAIS MUNICÍPIOS PRODUTORES E.....	23
TABELA 2. CATEGORIA DE SUÍNOS COM AS RESPECTIVAS PRODUÇÕES DE DEJETOS.....	27
TABELA 3. SISTEMA DE PRODUÇÃO DE SUÍNOS E A RESPECTIVA PRODUÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS.....	28
TABELA 4. PARÂMETROS RELATIVOS A DEJETOS DE SUÍNOS DE ACORDO COM DIVERSOS AUTORES.....	29
TABELA 5. COMPOSIÇÃO MÉDIA DOS GASES QUE CONSTITUEM O BIOGÁS.....	44
TABELA 6. PROPRIEDADES DO CH₄, CO₂ E H₂S.....	46
TABELA 7. EQUIVALÊNCIA DO BIOGÁS A OUTROS COMBUSTÍVEIS.....	46
TABELA 8. PRODUÇÃO DE DEJETO E DE BIOGÁS DE ACORDO COM O PESO VIVO DE CADA ANIMAL.....	47
TABELA 9. PRODUÇÃO DE BIOGÁS E CH₄ DE ACORDO COM OS DIFERENTES SISTEMAS DE CRIAÇÃO DE SUÍNOS.....	47
TABELA 10. PRODUÇÃO DE CH₄ E DE BIOGÁS PELA CONVERSÃO DE DQO E SV.....	48
TABELA 11. LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DE CADA BIODIGESTOR.....	62
TABELA 12. CARACTERÍSTICAS DIMENSIONAIS DOS BIODIGESTORES.....	62
TABELA 13. SENSORES DE GASES E SUAS RESPECTIVAS FAIXAS DE CONCENTRAÇÃO.....	68
TABELA 14. DESCRIÇÃO DOS EQUIPAMENTOS UTILIZADOS EM LABORATÓRIO.....	72
TABELA 15. NÚMERO DE SUÍNOS E PRODUÇÃO DE DEJETOS CORRESPONDENTE AOS BIODIGESTORES PARA CADA ÉPOCA DO ANO.....	81
TABELA 16. TEMPERATURAS MÉDIAS REGISTRADAS NAS ESTAÇÕES METEOROLÓGICAS.....	83
TABELA 17. CONCENTRAÇÃO DE DQO AFLUENTE NO B1 E B2.....	89
TABELA 18. MÉDIA E DESVIO PADRÃO DA DQO AFLUENTE PARA OS SISTEMAS.....	90
TABELA 19. CONCENTRAÇÃO DE SV AFLUENTE NO B1 E B2.....	98
TABELA 20. MÉDIA E DESVIO PADRÃO DE SV AFLUENTE PARA UPL E CT.....	99
TABELA 21. CARGA ORGÂNICA VOLUMÉTRICA APLICADA.....	104
TABELA 22. MÉDIAS DE CH₄ E DESVIO PADRÃO DE CADA BIODIGESTOR E ÉPOCA DO ANO.....	107
TABELA 23. MÉDIA DAS CONCENTRAÇÕES DE CH₄ E TUKEY PARA O VERÃO.....	111
TABELA 24. MÉDIA DAS CONCENTRAÇÕES DE CH₄ E TUKEY PARA O INVERNO.....	112
TABELA 25. MÉDIA DAS CONCENTRAÇÕES DE CH₄ E TUKEY PARA A.....	113
TABELA 26. VALORES MÉDIOS E DESVIO PADRÃO DA CONCENTRAÇÃO DE CO₂.....	114
TABELA 27. VAZÕES PONTUAIS DE BIOGÁS DE CADA BIODIGESTOR NAS DIFERENTES.....	117
TABELA 28. VAZÕES DE METANO DE CADA BIODIGESTOR NAS DIFERENTES ÉPOCAS.....	118
TABELA 29. PRODUÇÃO ESPECÍFICA DE BIOGÁS NO B1 E B2.....	119
TABELA 30. MÉDIAS DA PRODUÇÃO ESPECÍFICA DE BIOGÁS.....	121
TABELA 31. PRODUÇÃO ESPECÍFICA DE METANO NO B1 E B2.....	122

TABELA 32. MÉDIAS DA PRODUÇÃO ESPECÍFICA DE METANO.	122
TABELA 33. PRODUÇÃO ESPECÍFICA DE BIOGÁS NO B1 E B2.	123
TABELA 34. MÉDIAS DA PRODUÇÃO ESPECÍFICA DE BIOGÁS PARA	124
TABELA 35. PRODUÇÃO ESPECÍFICA DE METANO NO B1 E B2.	124
TABELA 36. MÉDIAS DA PRODUÇÃO ESPECÍFICA DE METANO PARA UPL	125
TABELA 37. PRODUÇÃO DE BIOGÁS POR MATRIZ NO B1 E B2.....	127
TABELA 38. PRODUÇÃO MÉDIA DE BIOGÁS EM FUNÇÃO DO NÚMERO DE ANIMAIS.....	127
TABELA 39. PRODUÇÃO DE METANO POR MATRIZ NO B1E B2.	128
TABELA 40. PRODUÇÃO MÉDIA DE METANO EM FUNÇÃO DO NÚMERO DE ANIMAIS.....	128
TABELA 41. ESTIMATIVA DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS E METANO PARA BRAÇO DO NORTE.....	129
TABELA 42. ESTIMATIVA DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS E METANO PARA CONCÓRDIA.	129
TABELA 43. ESTIMATIVA DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS E METANO PARA O ESTADO.	130

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1. DADOS DE PESQUISAS REALIZADAS NO BRASIL REFERENTES AO TRATAMENTO DEJETOS DE SUÍNOS E PRODUÇÃO DE BIOGÁS.....	49
QUADRO 2. DADOS DE PESQUISAS INTERNACIONAIS REFERENTES AO TRATAMENTO DEJETOS DE SUÍNOS E PRODUÇÃO DE BIOGÁS REALIZADAS ENTRE 1998 E 2005.....	50
QUADRO 3. DADOS DE PESQUISAS INTERNACIONAIS REFERENTES AO TRATAMENTO DEJETOS DE SUÍNOS E PRODUÇÃO DE BIOGÁS REALIZADAS ENTRE 2005 E 2009.....	51

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

B	Biodigestor
CC	Ciclo Completo
CH ₄	Gás metano ou metano
CIRAM	Centro de Informações de Recursos Ambientais e Hidrometeorologia de Santa Catarina
CO ₂	Gás carbônico ou dióxido de carbono
CT	Crescimento e Terminação
COV _{apli}	Carga orgânica volumétrica aplicada
DQO	Demanda Química de Oxigênio
Eh	Potencial de oxi-redução ou potencial redox
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPAGRI	Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina
FAPESC	Fundação de Apoio à Pesquisa Científica e Tecnológica do Estado de Santa Catarina
GEE	Gases de Efeito Estufa
GPS	<i>Global Positioning System</i>
H ₂ S	Gás sulfídrico ou sulfeto de hidrogênio
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IUPAC	International Union of Pure and Applied Chemistry
LABEFLU	Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos
MDL	Mecanismo de Desenvolvimento Limpo
mV	mili Volt
N ₂ O	Óxido nitroso
O ₂	Oxigênio gasoso

ppb	Partes por bilhão (em volume)
pH	Potencial hidrogeniônico
ppm	Partes por milhão (em volume)
PVC	Policloreto de Vinila
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UPL	Unidade de Produção de Leitões

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	19
2. OBJETIVOS	21
2.1 OBJETIVO GERAL	21
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	21
3. JUSTIFICATIVA.....	22
4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	23
4.1 A SUINOCULTURA	23
4.1.1 A Suinocultura no Brasil e em Santa Catarina	23
4.1.2 Características dos dejetos	26
4.1.3 A influência da alimentação e do tipo de bebedouros na composição dos dejetos..	29
4.1.4 Utilização dos dejetos como biofertilizante	30
4.2 PROCESSO BIOLÓGICO ANAERÓBIO	31
4.3 FATORES AMBIENTAIS INTERVENIENTES NA DIGESTÃO ANAERÓBIA	36
4.4 BIOGÁS	41
4.4.1 Histórico	41
4.4.2 Propriedades do biogás.....	43
4.4.3 Produção de biogás.....	46
4.5 PRINCIPAIS FORMAS DE TRATAMENTO ANAERÓBIO PARA DEJETOS DE SUÍNOS	52
4.5.1 Biodigestores	53
4.5.2 Lagoa anaeróbia	53
4.5.3 Reatores UASB	54
4.6 O USO DE BIODIGESTORES NA SUINOCULTURA	56
5. METODOLOGIA	60
5.1 LOCALIZAÇÃO DO ESTUDO	60
5.2 IDENTIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DOS BIODIGESTORES ESTUDADOS ..	61
5.3 COLETA DE DADOS	67
5.3.1 Amostragens de biogás.....	67
5.3.2 Amostragem do efluente líquido	71
5.4 DESCRIÇÃO DOS CÁLCULOS EFETUADOS.....	73

5.4.1 Cálculo da vazão do biogás e metano	73
5.4.2 Estimativa da produção de dejetos	73
5.4.3 Carga orgânica e carga orgânica volumétrica (COV)	74
5.4.4 Eficiência de remoção de matéria orgânica	75
5.4.5 Produção específica de biogás e metano.....	75
5.4.6 Regionalização de parâmetros	76
5.5 ANÁLISE DOS DADOS	77
6. RESULTADOS E DISCUSSÕES	79
6.1 PRODUÇÃO ESTIMADA DE DEJETOS	79
6.2 AVALIAÇÕES DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DOS DEJETOS DE SUÍNOS	82
6.2.1 Temperatura	82
6.2.2 Potencial Hidrogeniônico - pH.....	85
6.2.3 Potencial Redox (Eh).....	87
6.2.4 Demanda Química de Oxigênio - DQO	88
6.2.5 Sólidos Totais – ST	94
6.2.6 Sólidos Voláteis – SV	97
6.3 CARGA ORGÂNICA VOLUMÉTRICA APLICADA	104
6.4 AVALIAÇÃO DO BIOGÁS	106
6.4.1 Concentração de gás metano (CH ₄).....	106
6.4.2 Concentração de gás carbônico (CO ₂).....	114
6.4.3 Concentração de gás sulfídrico (H ₂ S) e de oxigênio (O ₂).....	115
6.4.4 Produção de biogás.....	116
6.5 PRODUÇÃO DE BIOGÁS E METANO EM RELAÇÃO À CARGA ORGÂNICA REMOVIDA DE SÓLIDOS VOLÁTEIS.....	119
6.6 PRODUÇÃO DE BIOGÁS E METANO EM RELAÇÃO À CARGA ORGÂNICA DE DQO REMOVIDA.....	123
6.7 PRODUÇÃO ESPECÍFICA DE BIOGÁS E DE METANO EM FUNÇÃO DO VOLUME DOS BIODIGESTORES	125
6.8 RELAÇÃO DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS E METANO POR SUÍNO	126
6.9 REGIONALIZAÇÃO DE PARÂMETROS	129
6.9.1 Potencialidade de produção de biogás e metano	129
6.9.2 Parâmetros recomendados para aplicação em projetos de biodigestores.....	130
7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	132
7.1 CONCLUSÕES	132
7.2 RECOMENDAÇÕES	134

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... 135

APÊNDICES..... 144

1.INTRODUÇÃO

O Brasil apresenta um efetivo com de mais 35 milhões de suínos, sendo considerado o quarto maior produtor mundial, e o estado de Santa Catarina é o maior produtor brasileiro, o que corresponde em torno de 19% do efetivo nacional (IBGE, 2007a).

De acordo com Lindner (1999 apud MIRANDA, 2005), cada suíno gera uma quantidade de dejetos equivalente, em termos de carga poluente, a de 3,5 pessoas. Segundo Oliveira (2002a), a poluição causada pela atividade suinícola, somada aos problemas dos resíduos domésticos e industriais, tem causado sérios problemas ambientais, principalmente relacionados à poluição hídrica, devido à alta carga orgânica e presença de coliformes fecais. Além disso, há emissão de gases que contribuem para o efeito estufa em função das formas de tratamento anaeróbias. De acordo com Oliveira e Higarashi (2006), o metano (CH_4), o dióxido de carbono (CO_2) e óxido nitroso (N_2O) são os principais gases causadores do efeito estufa, sendo que o CH_4 apresenta um poder estufa cerca de 21 vezes maior que o CO_2 . Os mesmos autores ainda afirmam que a simples queima do biogás, a qual produz basicamente água e dióxido de carbono, já reduz significativamente o poder estufa, levando em conta que CH_4 e o N_2O deixam de ser emitidos para a atmosfera.

De acordo com o quarto relatório de mudanças climáticas (IPCC, 2007), as atividades humanas são responsáveis pelo aumento das concentrações atmosféricas globais de dióxido de carbono, metano e óxido nitroso, ou seja, houve um aumento de 70 % nas emissões globais de gases de efeito estufa entre 1750 e 2004, ultrapassando em muito os valores pré-industriais. O uso de combustíveis fósseis e a mudança no uso da terra são os principais responsáveis pelo aumento das concentrações de dióxido de carbono, e o aumento das concentrações de metano e óxido nitroso é devido, principalmente, à agricultura. A concentração atmosférica global de metano aumentou de um valor pré-industrial, de cerca de 715 ppb (partes por bilhão), para 1774 ppb em 2005. Há grande probabilidade de o aumento da concentração de metano ocorrer devido às atividades antrópicas, destacando a agricultura e o uso de combustíveis fósseis.

A produção mundial de metano é representada por 8% a 11% pelo tratamento de efluentes em condições anaeróbias. No Brasil, as duas maiores fontes de emissão de metano são os aterros sanitários e o tratamento anaeróbio de esgoto e águas residuárias (VIEIRA; SILVA, 2006). A emissão de metano pelo manejo de dejetos de suínos no Brasil foi de aproximadamente 30.000 toneladas no ano de 1995 (LIMA; PESSOA; LIGO, 2006).

O biogás é uma mistura de gases formada a partir de condições anaeróbias em que ocorre a conversão da maior parte da matéria orgânica para a fração gasosa. A formação do biogás está relacionada às condições do efluente, como a concentração e a carga de matéria orgânica disponíveis (ST, SV, DQO), associadas às características ambientais favoráveis à anaerobiose (pH, temperatura, potencial redox). Desta forma, busca-se atingir um bom desempenho desses digestores, a fim de apresentarem eficiências desejáveis na remoção da matéria orgânica e na conversão desta em biogás. Para isso, é necessário que o projeto dos biodigestores seja concebido a partir de parâmetros que possam garantir condições operacionais adequadas, conciliando esse conjunto de variáveis que compõem o desempenho da atividade anaeróbia.

No Brasil houve avanços em relação às tecnologias voltadas para digestão anaeróbia, construção e operação de biodigestores, bem como redução dos custos de investimento e manutenção em função de materiais alternativos como lonas plásticas, no entanto, continua havendo problemas na aplicação desta tecnologia (OLIVEIRA; HIGARASHI, 2006). O mesmo autor afirma que o dimensionamento de um biodigestor deve levar em conta, dentre outros aspectos, o tempo de detenção hidráulica, a temperatura da biomassa, a carga de sólidos voláteis e as demandas de biogás na propriedade, pois nem sempre é possível afirmar que grandes volumes de biodigestores, ou biomassa, são capazes de produzir elevadas quantidades de biogás.

Dentre as formas de tratamento, o uso de biodigestores anaeróbios constitui uma etapa do tratamento de dejetos de suínos, que possibilita a recuperação e armazenamento do biogás, o qual poderá ser utilizado como uma fonte renovável para fins de geração de energia, e o efluente poderá ser aplicado em lavouras como biofertilizante.

O presente trabalho dá continuidade ao realizado por Gusmão (2008), em que ambos fazem parte do projeto “Potencialidades da Contribuição de Santa Catarina na Redução de Gases Efeito Estufa através da Conversão de Metano em Dióxido de Carbono”, desenvolvido pelo Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina em parceria com a Fundação de Apoio à Pesquisa Científica do Estado de Santa Catarina (FAPESC), com o apoio técnico da Embrapa Suínos e Aves.

A apresentação do trabalho está dividida em sete capítulos. No capítulo 1, é feita uma introdução geral ao trabalho. Em seguida, no capítulo 2 são descritos os objetivos geral e específicos, e o capítulo 3 apresenta a justificativa.

No capítulo 4 é descrita a revisão bibliográfica, que foi subdividida nos seguintes temas: suinocultura; processo biológico anaeróbio; fatores ambientais intervenientes na digestão anaeróbia; biogás; principais formas de tratamento anaeróbio para dejetos de suínos.

No capítulo 5 é apresentada a metodologia, em que são apresentados e caracterizados os locais do estudo, e onde são descritas todas as etapas para a constituição da pesquisa.

O capítulo 6 aborda os resultados obtidos em campo com as respectivas discussões.

No capítulo 7 são apresentadas as conclusões e recomendações obtidas partir dos resultados obtidos.

Na sequência são apresentadas as referências bibliográficas utilizadas, e após, os apêndices.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar os biodigestores com o uso de dejetos de suínos, nos municípios de Braço do Norte e Concórdia, visando à produção de biogás integrada à determinação de suas eficiências.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ✓ Avaliar a eficiência dos biodigestores em termos de remoção de matéria orgânica a partir dos dejetos de suínos;
- ✓ Avaliar a composição do biogás, em termos de CH_4 ; CO_2 ; H_2S e O_2 , e a vazão produzida nos biodigestores estudados;
- ✓ Estimar a potencialidade de geração de biogás e metano com os dados obtidos;
- ✓ Estimar parâmetros regionalizados para o tratamento de dejetos de suínos através de biodigestores anaeróbios.

3. JUSTIFICATIVA

O presente trabalho foi desenvolvido junto ao grupo de pesquisas do LABEFLU - Laboratório de Efluente Líquidos e Gasosos, localizado no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, cujo enfoque é a pesquisa em efluentes resultantes da suinocultura e o uso de biodigestores anaeróbios para tratamento. A presente pesquisa se integra às já realizadas por essa equipe, agora abrangendo o estudo da produção e composição do biogás gerado a partir de dejetos de suínos, visando à complementar os dados obtidos no trabalho desenvolvido por Gusmão (2008) e seguindo a metodologia adotada pela autora, como será exposto no Capítulo 5.

O tratamento anaeróbio de efluentes em biodigestores gera o biogás, que quando emitido diretamente para atmosfera contribui para o efeito estufa global e deixa de ser aproveitado para fins energéticos. O biogás é constituído basicamente por CH_4 e CO_2 , H_2S e traços de outros gases, sendo que o principal é o CH_4 . No entanto, a partir das pesquisas já realizadas pelo grupo de pesquisadores, no qual este trabalho se insere, observou-se a necessidade de avançar nesses estudos, de modo a determinar o potencial de produção e a composição do biogás relacionados à eficiência dos biodigestores, sendo esta integrada aos aspectos construtivos e operacionais, o que justifica a relevância desta dissertação.

No contexto de Santa Catarina, a realização de um levantamento para determinar o potencial de produção do biogás e em especial o CH_4 é fundamental para proporcionar o incentivo ao aproveitamento como fonte renovável de geração de energia, contribuindo com a matriz energética e minimizando as emissões de GEE. Atualmente, é comum a simples queima do biogás para evitar o lançamento do metano na atmosfera, conforme previsto no MDL, como constatado nesta pesquisa.

Dessa forma, o presente estudo se justifica por proporcionar uma avaliação do desempenho de doze biodigestores anaeróbios que tratam de dejetos de suínos nos municípios de Braço do Norte e Concórdia, focando a relação com a vazão e a composição do biogás. Pretende-se também fazer estimativas da produção de metano a partir de dejetos de suínos, nos locais estudados e obter dados regionalizados que possam auxiliar no dimensionamento dos biodigestores, buscando um melhor desempenho dos mesmos.

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 A SUINOCULTURA

4.1.1 A Suinocultura no Brasil e em Santa Catarina

O Brasil possui um efetivo de suínos com 35,945 milhões de cabeças, em que 47,5% está localizado na região Sul, ocupando a terceira posição mundial, atrás da China e dos Estados Unidos. No ano de 2007, o Brasil foi o quarto maior produtor mundial e exportador de carcaça suína, em primeiro foi Estados Unidos seguido pela União Européia e Canadá (IBGE, 2008). A suinocultura possui um rebanho mundial em torno 787 milhões de cabeças e representa aproximadamente 40% do total da carne consumida, o que a coloca na condição da principal fonte de proteína animal no mundo (MIRANDA, 2005).

O principal produtor de suínos brasileiro é o estado de Santa Catarina, possui 7,156 milhões de cabeças e representa 19,9% do efetivo nacional. Os municípios de Uberlândia (MG), Concórdia (SC) e Toledo (PR) são os principais municípios em alojamento de suínos (IBGE, 2008). Na Tabela 1 são apresentados os dez principais municípios brasileiros produtores de suínos.

Tabela 1. Os dez principais municípios produtores e o respectivo número de suínos.

Município	UF	Efetivo de suínos (cabeças)
Uberlândia	MG	645.843
Concórdia	SC	465.653
Toledo	PR	412.980
Seara	SC	405.340
Rio Verde	GO	345.000
Xavantina	SC	246.340
Braço do Norte	SC	198.646
Xaxim	SC	179.855
Nova Mutum	MT	168.740
Patos de Minas	MG	160.057

Fonte: IBGE (2008).

No estado de Santa Catarina (de acordo com a Tabela 1), entre os cinco maiores produtores, o município com maior efetivo é Concórdia, seguido por Seara, Xavantina, Braço do Norte e Xaxim. A Figura 1 mostra o mapa da suinocultura em Santa Catarina de acordo com o efetivo de suínos destacando as regiões de maior concentração.

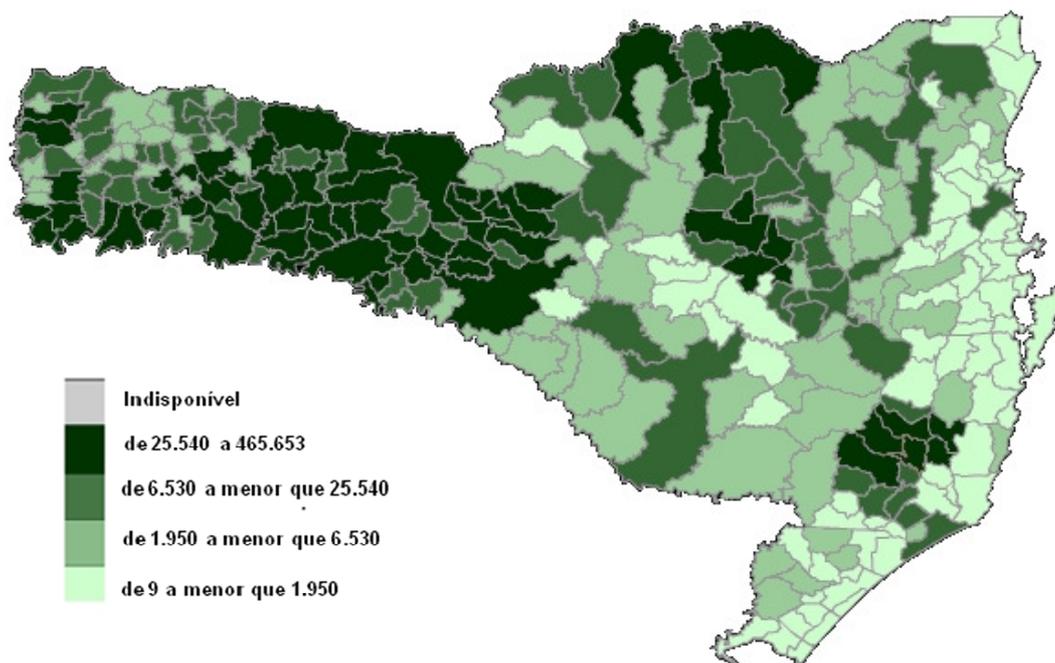


Figura 1. Mapa do efetivo de suínos em Santa Catarina.
Fonte: Adaptado, IBGE (2007).

O estado de Santa Catarina é o maior produtor regional de suínos da América Latina. Dessa forma, cabe destacar que a suinocultura é um setor que contribui de maneira significativa com a economia estadual, com uma importância social, econômica e cultural. Entretanto, é um setor com baixa qualidade ambiental, devido à poluição causada nas águas, nos solos, além de afetar a qualidade do ar nestas regiões, através da emissão de maus odores pela proliferação descontrolada de insetos, o que ocasiona um desconforto ambiental às populações locais (BELLI FILHO et al., 2001). O armazenamento e a distribuição de dejetos são as principais fontes geradoras de maus odores dos dejetos (BELLI FILHO, 1995). O estudo realizado por Silva (2002) mostrou que os suinocultores são mais tolerantes aos odores provenientes de dejetos de suínos do que os indivíduos não praticantes da atividade, apresentando um menor índice de incômodo, o que é influenciado pela dependência econômica. A população permanece exposta continuamente, convivendo com o efeito desses odores sem dar importância aos riscos e conseqüências que virão à tona em longo prazo,

podendo trazer conseqüências tanto à saúde física quanto ao bem-estar da população (SILVA, 2002; BELLI FILHO et. al., 2007).

A suinocultura é classificada como uma atividade com grande potencial poluidor devido ao grande volume de dejetos produzido por suíno, ao sistema de criação por confinamento (grande volume e concentração em pequenas áreas) e a concentração das propriedades suinícolas em determinadas áreas, regionalizando a atividade (ROESLER; CESCNETO, 2003). De acordo com Lindner (1999 apud MIRANDA, 2005) cada suíno gera uma quantidade de dejetos equivalente (em carga poluente) a de 3,5 pessoas. Segundo Oliveira et al. (1993), a DBO dos dejetos de suínos é cerca de 200 vezes maior à do esgoto doméstico, caracterizando um alto poder poluente.

De acordo com Belli Filho et al. (2001), algumas avaliações preliminares indicam que apenas 15% das propriedades catarinenses possuem metodologias de manejo adequadas para a valorização e tratamento dos dejetos, sendo o restante destinado ao meio natural (solo, corpos d'água). Além disso, parte das tecnologias empregadas para o tratamento não é adequada em termos de projeto, construção e operação.

A produção de suínos em escala industrial proporcionou a redução de área agrícola por suíno alojado, e mesmo assim, a forma de manejo predominante é a aplicação dos dejetos no solo. Isso faz com que as culturas agrícolas percam as condições de assimilar totalmente os nutrientes contidos nos dejetos produzidos na propriedade, o que torna crescente a degradação da qualidade ambiental, podendo poluir o solo, o ar e a água. Os principais efeitos são devidos à emissão de formas de nitrogênio, fósforo e outros minerais contidos nos dejetos (MIRANDA, 2005). A lixiviação de nitratos e o escoamento de fósforo são os componentes impactantes que merecem destaque, principalmente o fósforo, o qual pode causar a eutrofização (SIMIONI, 2001).

A Figura 2 ilustra algumas possíveis formas de contaminação do solo e da água.

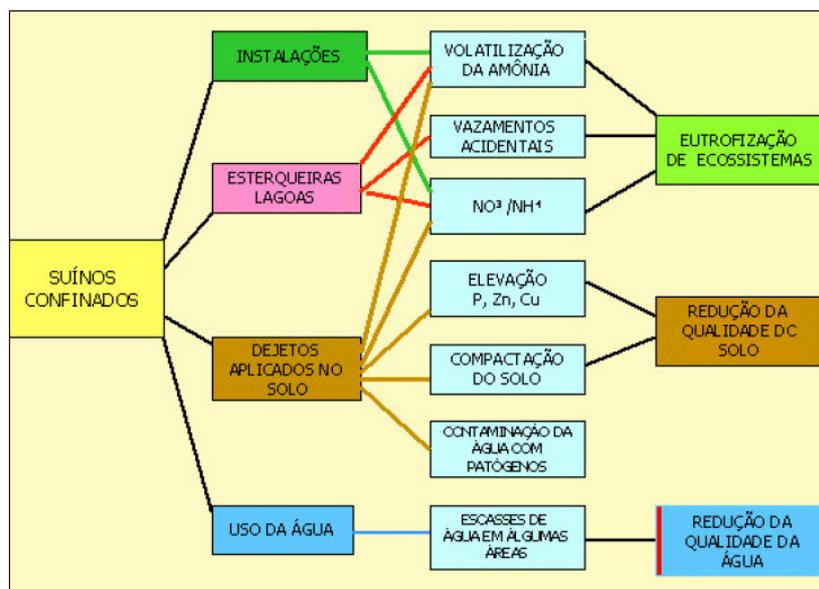


Figura 2. Rotas que interferem na qualidade da água e do solo.

Fonte: JACKSON, 1998 apud MIRANDA, 2006.

A poluição causada pelos dejetos da suinocultura pode atingir tanto as águas superficiais como as subterrâneas, sendo que nas primeiras pode ser causada eutrofização, eliminação do oxigênio, morte de peixes e plantas e mau cheiro (MIRANDA, 2005). De acordo com o mesmo autor, a proliferação de insetos como mosquitos borrachudos e moscas podem ser indicadores de desequilíbrios ambientais regionais.

Segundo Roesler e Cesconeto (2003), a contaminação do solo pode ocorrer quando o esterco líquido é aplicado em quantidades excessivas ou quando as lagoas de armazenamento não são impermeabilizadas, contaminando, assim, os lençóis freáticos. As adições excessivas de dejetos, como fertilizantes naturais, tornam-se superiores às quantidades necessárias para as plantas e para o solo, ocorrendo, deste modo, as principais formas de poluição, como a lixiviação, o escoamento superficial e a erosão, ocasionando a contaminação das águas (VIEIRA, 2006).

4.1.2 Características dos dejetos

Os dejetos de suínos se apresentam basicamente na forma de uma mistura de fezes e urina, juntamente a águas de lavagem, resíduos de alimentos (ração), águas de vazamento de bebedouros, águas utilizadas na higienização das instalações e águas de chuva que podem entrar nas calhas (BELLI FILHO, 1995). De acordo com o mesmo autor, o volume de dejetos produzido por animal depende de fatores como sistema de criação, número de animais,

composição da alimentação, configuração das construções, tipos de bebedouros, manejo adotado, e também, do estado psicológico dos animais.

Os dejetos de suínos são caracterizados como um resíduo escuro, com consistência líquida à pastosa, que apresentam características físico-químicas e biológicas bastante variáveis, predominando altas concentrações orgânicas (HENN, 2005).

De acordo com o volume e o grau de diluição dos dejetos, devem ser adotadas as técnicas específicas de manejo, tratamento e distribuição. O volume pode ser determinado em função do tamanho do rebanho e das práticas de manejo, que sofrem grande influência dos desperdícios gerados nos bebedouros e da quantidade de água utilizada na limpeza das baias, e a consistência depende da proporção de fração sólida presente (PERDOMO, 1999).

O volume dos dejetos, além de ser influenciado por fatores já citados, também varia (OLIVEIRA et al., 1993) de forma diretamente proporcional com o peso vivo de cada animal. A quantidade total de resíduos líquidos corresponde a cerca de 8,5 a 4,9% do peso vivo/dia, para uma faixa de 15 a 100 kg (JELINEK, 1977 apud OLIVEIRA et. al., 1993), conforme apresentado na Tabela 2.

Tabela 2. Categoria de suínos com as respectivas produções de dejetos.

Categoria	Esterco (kg/dia)	Esterco + urina (kg/dia)	Dejetos líquidos (L/dia)	Estrutura para estocagem m ³ /animais/mês	
				Esterco + urina	Dejetos líquidos
25 - 100 kg	2,30	4,90	7,00	0,16	0,25
Porcas reposição cobrição e gestante	3,60	11,00	16,00	0,34	0,48
Porca em lactação com leitões	6,40	18,00	27,00	0,52	0,81
Macho	3,00	6,00	9,00	0,18	0,28
Leitões	0,35	0,95	1,40	0,04	0,05
Média	2,35	5,80	8,60	0,17	0,27

Fonte: Oliveira et al. (1993).

Os fatores zootécnicos (sexo, raça e atividade), ambientais (temperatura e umidade) e dietéticos (digestibilidade, conteúdo de fibra e proteína) influenciam a quantidade de fezes e urina produzida (DARTORA; PERDOMO; TUMELERO, 1998).

O ciclo de produção de suínos (ou sistema de produção) também influencia no volume de dejetos produzido (Tabela 3), pois cada um envolve uma faixa de peso diferente (OLIVEIRA, 2005).

Tabela 3. Sistema de produção de suínos e a respectiva produção de dejetos líquidos por animal.

Tipo de sistema de produção	Produção diária de dejetos (L/dia)	
	Gosmann (1997)	Oliveira (2005)
Ciclo Completo	70,0	85,0
Unidade de Produção de Leitões	27,0	45,0
Unidade de Crescimento e Terminação	5,9	7,0

O Ciclo Completo (CC) é uma unidade de produção em que existem todas as fases do ciclo produtivo de suínos, desde o nascimento até a engorda. Na Unidade de Produção de Leitões (UPL) existe somente a fase do ciclo produtivo com reprodutores, nascimento de leitões (maternidade) e crescimento inicial (creche: 6 a 25 kg). A Unidade de Crescimento e Terminação (CT) é uma unidade de produção com suínos na faixa de 25 a 100 kg, podendo, em alguns casos, chegar a 120 kg (OLIVEIRA, 2005).

Segundo Oliveira (2002a), a produção de efluentes nas unidades de ciclo completo, em condições normais, é estimada em 70 L/matriz.dia, 30 L/matriz.dia para unidade de produção de leitões e 7,0 L/terminado.dia. Henn (2005) obteve uma média de 60 L/dia.matriz em uma propriedade com sistema de produção tipo de ciclo completo.

O sistema de criação e a quantidade de dejetos produzidos estão diretamente relacionados com as suas características físico-químicas. Segundo Silva (1996), que realizou um estudo com suínos na fase de crescimento e terminação, as características físico-químicas dos dejetos variam de acordo com as condições locais de cada estudo, como clima, tipo de alimentação, método de amostragem e principalmente com quantidade de água utilizada, a qual é responsável pelas diferentes diluições do efluente.

Na Tabela 4 são mostrados valores médios de alguns parâmetros físico-químicos encontrados por diversos autores

Tabela 4. Parâmetros relativos a dejetos de suínos de acordo com diversos autores.

Parâmetros	Autores							
	Silva (1996) ¹	Gosmann (1997) ²	Medri (1997) ¹	Cazarré (2000) ¹	Henn (2005) ¹	Monteiro (2005) ²	Alves (2007) ¹	Gusmão (2008) ^{2*}
pH	-	-	6,9	7,06	6,6	6,75	7,35	7,44
DQO _{Total}	25.543	44.000	21.647	20.005	43.368	85.000	12.578	41.800
DBO ₅	-	-	11.979	-	21.300	23.000	9.110	-
NTK	2.374	3.150	2.205	2.487	1.990	1.600	1.621	-
P _{total}	578	970	633	541	712	750	286	-
Sólidos Totais	22.399	33.000	17.240	14.322	36.110	73.000	8.514	35.100
Sólidos Voláteis	16.389	26.000	10.226	9.304	25.230	53.000	5.288	24.500

¹ mg/L; ² mg/kg; *Valores médios, dos biodigestores avaliados, obtidos no período do verão.

4.1.3 A influência da alimentação e do tipo de bebedouros na composição dos dejetos

De acordo com Lima e Nones (1999), os excrementos produzidos pelos suínos estão relacionados com a quantidade e a digestibilidade dos nutrientes fornecidos na dieta. Os principais fatores para a redução do potencial poluente dos dejetos são:

- ✓ o excesso de água nos dejetos é que mais dificulta o seu tratamento e utilização;
- ✓ a quantidade e a composição dos dejetos de suínos tendem a estar diretamente relacionadas com a quantidade e composição do alimento que lhe é fornecido;
- ✓ melhorar a eficiência alimentar dos animais, o que significa reduzir o poder poluente dos dejetos;
- ✓ o uso indiscriminado de quantidades de nutrientes acima do necessário para os animais onera os custos de produção e aumenta a excreção de nutrientes;
- ✓ os dejetos animais, quando adequadamente processados, constituem excelentes fontes de nutrientes para adubação (biofertilizante), sendo fundamental o desenvolvimento da suinocultura junto à produção de grãos, aumentando a reciclagem de nutrientes.

Muitos bebedouros utilizados na suinocultura não são adequados, havendo desperdício de água pelo animal ou vazamentos. A variabilidade da vazão de água consumida em cada bebedouro depende, principalmente, do seu tipo e das condições climáticas da região em que se encontra o sistema de produção, sendo que o consumo de água aumenta com temperaturas maiores (OLIVEIRA; SILVA, 2006).

Com as perdas de água ocorre um aumento no volume de efluentes, elevando os custos de armazenamento, tratamento, transporte e distribuição de dejetos. As principais perdas de água ocorrem por meio da urina e das fezes, superfície corporal, trato respiratório e do sistema

de higiene utilizado, porém, uma pequena goteira num bebedouro pode causar uma perda diária de até 3,6 m³/dia (dependendo da pressão do bebedouro). O bebedouro ideal é aquele que fornece um adequado volume de água na unidade de tempo, com baixa velocidade de escoamento. Em termos de concepção e instalação, um bom bebedouro representa economia de água por animal produzido (OLIVEIRA, 2002b).

Os bebedouros que visam a reduzir o desperdício de água consumida pelos suínos são chamados de “ecológicos”. Henn (2005) realizou um estudo e observou as diferenças obtidas em relação aos dejetos de suínos produzidos após a implantação dos bebedouros ecológicos. O mesmo autor constatou que, com a redução das perdas ou desperdícios de água, os dejetos brutos ficaram menos diluídos, em função do menor volume de água utilizado, e com isso houve um aumento na concentração e volume de sólidos. Ou seja, além de alterar a quantidade de dejetos também foram alteradas as características físico-químicas melhorando a qualidade para aplicação como biofertilizante.

4.1.4 Utilização dos dejetos como biofertilizante

Após o tratamento e a estabilização da matéria orgânica, os dejetos de suínos podem ser aproveitados como biofertilizante nos solos agrícolas. Esses dejetos possuem um alto potencial fertilizante, com capacidade para substituir parcial ou totalmente a adubação química, visando ao aumento da produtividade das culturas e à redução de custos, sendo a fermentação anaeróbia o processo mais utilizado para a estabilização de dejetos na forma líquida (SCHERER, 2002).

De acordo com Gosmann (1997), o uso dos dejetos suínos na propriedade rural é indispensável, uma vez que este possui os principais elementos fertilizantes e é um recurso renovável, podendo proporcionar o aumento da produtividade agrícola e da renda do produtor.

Os dejetos armazenados na forma líquida possuem uma grande quantidade de água vinda dos bebedouros e da chuva. Portanto, é necessário controlar ao máximo a entrada de água excedente, para garantir uma boa qualidade aos dejetos de forma que seja possível a aplicabilidade como biofertilizante, pois a concentração de nutrientes depende diretamente do teor da matéria orgânica presente. O aumento da quantidade de água presente implica maiores custos com armazenamento, transporte e aplicação por unidade de nutriente (SCHERER, 2002).

A Instrução Normativa da Suinocultura – IN 11 FATMA (SANTA CATARINA, 2004) recomenda que a capacidade de armazenagem dos dejetos deve ser de, no mínimo, o 120 (cento e vinte) dias, em unidades dotadas de revestimento, quando não houver sistema de tratamento dos dejetos (efluentes), considerando um limite de aplicação de 50 m³/ha.ano.

Para que seja possível utilizar os dejetos de suínos como adubo orgânico, é necessário cumprir os requisitos para torná-lo economicamente competitivo com o fertilizante mineral, ou seja, é preciso ter instalações, equipamentos e manejo adequados. Para possibilitar a viabilidade econômica é necessário considerar a concentração de nitrogênio, fósforo e potássio (NPK) nos dejetos, além de fatores como o custo de distribuição (distância a ser percorrida até a lavoura), topografia do terreno, volume anual aplicado e custo horário para fazer a distribuição. Também devem ser levados em conta os aspectos ambientais como disponibilidade de área, tipo de solo, distância de mananciais e dose de aplicação (DARTORA; PERDOMO; TUMELERO, 1998).

Aproximadamente 2/3 do nitrogênio dos dejetos líquidos está na forma amoniacal, que é prontamente assimilável pelas plantas; o potássio também já está numa forma disponível e o fósforo encontra-se na forma orgânica, necessitando ser mineralizado para ser absorvido pelas plantas (SCHERER, 2002).

A matéria orgânica atua na agregação das partículas e aumenta a retenção de água. A aplicação do esterco no solo pode apresentar um efeito direto e outro indireto: o efeito direto depende da quantidade de nutrientes do esterco e da quantidade de fertilizantes minerais que ele pode substituir; já o efeito indireto é ação benéfica nas propriedades físicas e químicas do solo e o aumento da intensidade microbiana e enzimática no solo. A transformação das moléculas orgânicas pela decomposição biológica permite a utilização dos nutrientes pelas plantas (OLIVEIRA et al., 1993).

4.2 PROCESSO BIOLÓGICO ANAERÓBIO

A digestão anaeróbia é um processo biológico o qual é realizado na ausência de oxigênio. A anaerobiose é desenvolvida por um grupo de bactérias que é capaz de converter a matéria orgânica, por meio de um número de etapas intermediárias, em dois produtos finais: metano e dióxido de carbono (MALINA JR; POHLAND, 1992), além de traços de outros gases e novas bactérias. Esses microrganismos também asseguram a energia e os nutrientes necessários para o crescimento e reprodução dos mesmos (CCE, 2000).

O processo de fermentação anaeróbia é constituído basicamente por duas fases: a primeira é uma liquefação ou gaseificação, com a transformação das moléculas orgânicas em ácidos graxos, em sais ou mesmo em gás; na segunda fase há a transformação por outras bactérias destes ácidos, sais ou gases, em metano e outros gases. O equilíbrio dessas duas fases deve ocorrer simultaneamente, porém, se a liquefação ocorre mais rapidamente que a gaseificação, a acumulação de ácidos pode inibir as bactérias metanogênicas e a fermentação é bloqueada. Geralmente as bactérias formadoras de ácidos são mais resistentes e capazes de suportar mudanças bruscas das condições de sobrevivência (LAGRANGE, 1979).

As bactérias são divididas em metanogênicas e não metanogênicas. As bactérias metanogênicas são estritamente anaeróbias e crescem lentamente, cujos principais grupos são: *Methanobacterium*, *Methanobacillus*, *Methanococcus* e *Methanosarcina* (LAGRANGE, 1979). De acordo com o mesmo autor, a vitamina B₁₂ (encontrada no íon cobalto) é primordial para formação do metano, pois as bactérias metanogênicas possuem enzimas que utilizam essa vitamina como coenzima, que reage se ligando com o radical metil podendo se transformar em metano por redução.

Para fazer a conversão da matéria orgânica, tem que haver uma atividade combinada das diferentes populações de microrganismos, de modo que o trabalho coordenado desses diferentes microrganismos faça com que a digestão anaeróbia resulte em um processo estável (CCE, 2000).

Segundo Metcalf e Eddy (2003), o processo anaeróbio apresenta algumas vantagens em relação a outras formas de tratamento, dentre elas: baixa produção de lodo biológico; baixa quantidade de energia para o funcionamento; poucos nutrientes requeridos e ainda produz o metano, que é uma fonte potencial de energia.

Os processos anaeróbios são divididos nas quatro etapas seguintes: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, as quais são mostradas resumidamente na Figura 3 e descritas na sequência.

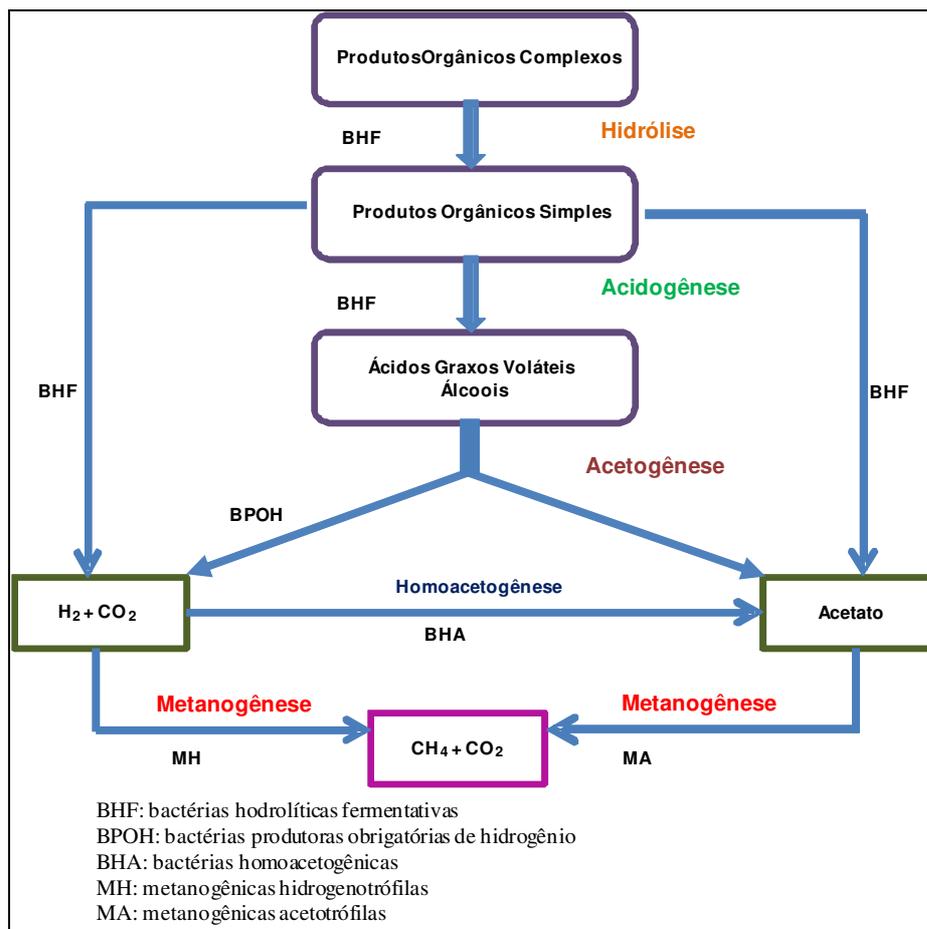


Figura 3. Sequência da digestão anaeróbia da matéria orgânica.
 Fonte: Adaptado, MANOUIR 1991 apud BELLI Fº 1995.

a) Hidrólise

É primeira etapa do processo, a qual consiste na conversão de materiais particulados complexos em compostos solúveis (moléculas mais simples), para que possam ser absorvidos pelas paredes celulares das bactérias fermentativas (METCALF; EDDY, 2003). Segundo Martin (1985 apud BELLI FILHO, 1995), as matérias complexas como celulose, hemicelulose, amido, proteínas e lípidios são convertidas pelas bactérias hidrolíticas em compostos solúveis, tais como aminoácidos, peptídeos de cadeia curta, mono e dissacarídeos. A hidrólise pode ser um fator limitante para o processo de digestão anaeróbia, pois a taxa de conversão dos lípidios abaixo dos 20°C se torna muito baixa (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

b) Acidogênese

Nesta etapa, os produtos resultantes da hidrólise são metabolizados pelas bactérias fermentativas em compostos orgânicos simples como álcoois, aldeídos, cetonas, ácidos graxos voláteis de cadeia curta, CO_2 e H_2 (BELLI FILHO, 1995), além de novas células bacterianas. Um grupo diversificado de bactérias é responsável pela fermentação acidogênica, porém a maioria delas é anaeróbia obrigatória, sendo apenas cerca de 1% facultativas. Assim, a acidogênese facultativa pode remover o oxigênio dissolvido eventualmente presente, evitando que este se torne uma substância tóxica para o meio (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

c) Acetogênese

É a etapa reguladora do processo, pois além de possibilitar a transformação de produtos da acidogênese em ácido acético (precursor da formação do metano) também previne a acumulação de ácidos graxos voláteis, com exceção do ácido acético. Os ácidos, em concentrações elevadas, inibem a etapa final da digestão anaeróbia, ou seja, os ácidos formados têm que ser consumidos (BELLI FILHO, 1995). Os produtos finais da acetogênese são ácido acético, H_2 e CO_2 .

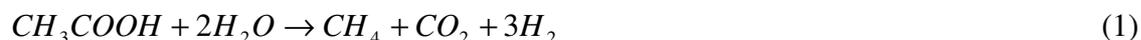
Aproximadamente 70% da DQO presente no meio é convertida em ácido acético (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994; METCALF; EDDY, 2003). A conversão dos compostos originais para ácido acético tende a ser um processo oxidativo, liberando um produto reduzido que é o hidrogênio (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

Durante a acetogênese, os ácidos graxos voláteis assim como os álcoois, são transformados em ácido acético pelas bactérias produtoras de hidrogênio. A homoacetogênese também pode formar ácido acético a partir de compostos como o hidrogênio e o dióxido de carbono (BELLI FILHO, 1995).

d) Metanogênese

É a última etapa do processo de degradação anaeróbia. Os compostos produzidos na fase acidogênica são transformados em biogás pelas bactérias anaeróbias estritas. Os substratos responsáveis pela formação do metano são o dióxido de carbono, hidrogênio, ácido acético, ácido fórmico e etanol. As duas principais vias para a formação do metano são a descarboxilação do ácido acético (bactérias metanogênicas acetotróficas) ou redução do

dióxido de carbono (bactérias metanogênicas hidrogenotróficas), conforme as Equações 1 e 2 (BELLI FILHO, 1995).



De acordo com MAH et al.(1977, apud BELLI FILHO, 1995), o ácido acético pode produzir pelo menos 67% do metano e 33% pode ser proveniente da redução de CO_2 .

Os principais grupos de bactérias da digestão anaeróbia são as fermentativas, as acetogênicas e as metanogênicas. As bactérias fermentativas são responsáveis pelas duas primeiras etapas do tratamento (hidrólise e acidogênese), e devido à formação de ácidos graxos voláteis, na acidogênese, este grupo de bactérias pode ser chamado de acidogênicas. As bactérias acetogênicas são responsáveis por transformar os compostos da acidogênese em acetato, H_2 e CO_2 . Podem ser produtoras obrigatórias de hidrogênio, ou utilizadoras de hidrogênio. As primeiras promovem a oxidação dos ácidos graxos voláteis, e o segundo produz acetato (além de propionato e butirato), a partir de CO_2 e H_2 . As bactérias metanogênicas finalizam a digestão anaeróbia convertendo o ácido acético e o H_2+CO_2 em metano, que pode ocorrer pela ação das hidrogenotróficas (ou hidrogenotróficas), utilizando o hidrogênio, ou pelas acetocláticas (ou acetotróficas), ao utilizarem o ácido acético, controlando o pH (por não deixarem acumular ácido), além disso, produzem CO_2 , que se dissolve no meio, formando uma solução tampão (CCE, 2000).

Em sistemas anaeróbios, a maior parte da matéria orgânica biodegradável presente no despejo é convertida em biogás, ou seja, é convertida da fase líquida para a fase gasosa, conforme a Figura 4.

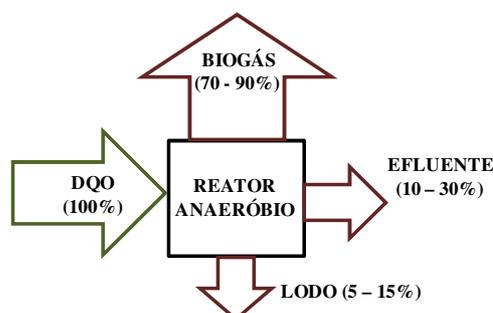


Figura 4. Conversão biológica da matéria orgânica.
Fonte: CHERNICHARO (1997).

4.3 FATORES AMBIENTAIS INTERVENIENTES NA DIGESTÃO ANAERÓBIA

Para manter as condições de vida dos microrganismos, é preciso respeitar certas condições de sobrevivência no seu meio e garantir que sejam mantidas no decorrer do tempo (LAGRANGE, 1979).

A seguir serão listados alguns fatores que influenciam a sobrevivência e o desempenho dos microrganismos anaeróbios.

a) Nutrientes

As condições para o crescimento celular exigem substâncias que fazem parte da estrutura molecular das células. A fórmula básica de uma célula biológica é $C_5H_9O_3N$. As principais substâncias orgânicas exigidas são o carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre. Outras substâncias como o cálcio, magnésio, potássio, zinco e ferro também são necessárias, além de traços de outros elementos (LAGRANGE, 1979). Segundo Gosmann (1997), o nitrogênio e o fósforo são dois elementos essenciais; estima-se que a necessidade de nitrogênio é de 12 a 15% da biomassa sintetizada e para o fósforo de 2 a 3%.

A relação carbono e nitrogênio (C/N) é considerada ideal em 30:1, pois quando a quantidade de nitrogênio liberada é muito maior do que a consumida pelo carbono pode haver um acúmulo de amônia que irá propiciar a formação excessiva de amônia, o que pode causar toxicidade e inibir o processo devido ao elevado pH (LAGRANGE, 1979; OLIVEIRA et al., 1993). A relação ótima para carbono e fósforo (C/P) deve ser 150:1, cinco vezes maior do nitrogênio, sendo que a falta de fósforo pode inibir a fermentação (LAGRANGE, 1979). Para Philippi (1995 apud Gosmann, 1997), a relação ótima entre C/N/P para as bactérias anaeróbias é de 100/5/1.

Segundo Malina Jr. e Pohland (1992), Neste caso, a proporção poderá ser influenciada pela especificidade do substrato, mas se medida como DQO, a relação DQO:N é estimada pela relação de aproximadamente 400:7 e 1000:7 como a proporção requerida para altas e baixas cargas de substrato, respectivamente (MALINA JR e POHLAND, 1992).

As bactérias transformam o enxofre em gás sulfídrico (LAGRANGE, 1979). De acordo com Gerardi (2003), o sulfeto é a principal fonte de enxofre para as bactérias metanogênicas e pode ser absorvido pelas células bacterianas na forma não ionizada, como o

sulfeto de hidrogênio (H₂S). A degradação de aminoácidos também pode ser uma fonte de enxofre. Porém, altas concentrações de sulfetos podem causar problemas operacionais no digestor, como precipitação de metais necessários ao desenvolvimento das células e também toxicidade (BELLI FILHO, 1995; GERARDI, 2003).

b) Temperatura

A temperatura é um fator determinante para a produção gasosa e eficiência do tratamento na digestão anaeróbia (BELLI FILHO, 1995).

A influência da temperatura nos sistemas biológicos é muito importante, pois afeta diretamente as velocidades das reações químicas. As bactérias anaeróbias são muito sensíveis às variações de temperatura, o que pode interromper a produção de metano e provocar o acúmulo de ácidos voláteis (OLIVEIRA et al., 1993). A intensidade da atividade dos microrganismos é em função da temperatura do meio, e a produção de metano depende da atividade microbiana (LAGRANGE, 1979). A temperatura é considerada um dos fatores ambientais de maior importância na atividade anaeróbia (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994; GERARDI, 2003).

A atividade enzimática das bactérias é estritamente dependente da temperatura; próximo a 10°C a atividade enzimática é fraca, e acima dos 65°C as enzimas são destruídas pelo calor. Existem três faixas de temperatura para atividade bacteriana: entre 10 e 20°C - fase psicrófila; entre 20 e 45 °C – fase mesófila e entre 45 e 65 °C – fase termófila, sendo que a fase mesófila é a mais utilizada na digestão anaeróbia (LAGRANGE, 1979).

Segundo Belli Filho (1995), as condições ótimas para a digestão anaeróbia são obtidas na faixa mesófila, entre 30 e 35°C. A temperatura de 35°C é considerada ótima para a atividade mesofílica (MALINA JR; POHLAND, 1992; GERARDI, 2003), e temperaturas entre 40 e 50°C são consideradas inibitórias às bactérias metanogênicas (GERARDI, 2003). Oliveira (2005) realizou um estudo com diferentes temperaturas para o tratamento de dejetos de suínos, e concluiu que temperaturas da biomassa entre 35 e 40°C promovem uma produção de biogás mais elevada.

Em função das faixas de temperatura, o processo anaeróbio se torna mais aplicável em regiões tropicais e subtropicais, nas quais a temperatura mínima do efluente permanece em 18°C (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

c) Potencial hidrogeniônico (pH), alcalinidade e ácidos voláteis

O valor do pH deve ser mantido a uma faixa próxima da neutralidade (MALINA JR; POHLAND, 1992; OLIVEIRA, 1993; LA FARGE 1995; METCALF; EDDY, 2003). As bactérias metanogênicas toleram pH entre 6,6 e 7,6, compreendendo a faixa de 6 a 8, com valor ótimo de 7,0 (MAUNOIR, 1992 apud BELLI FILHO, 1995; LAGRANGE, 1979). Com valores de pH abaixo de 6,2, a acidez aumenta rapidamente e a fermentação é interrompida. Em um meio muito ácido a atividade enzimática das bactérias é bloqueada, e em um meio muito alcalino, ocorre produção de gás sulfídrico (H₂S) e hidrogênio (H₂) (LAGRANGE, 1979).

Para Metcalf e Eddy (2003), valores abaixo de 6,8 podem inibir a atividade metanogênica. Dessa forma, a um valor de pH baixo a fermentação ácida pode prevalecer sobre a metanogênica, o que possibilita o “azedamento” do conteúdo do reator (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994; CHERNICHARO, 1997). As bactérias acidogênicas podem continuar produzindo ácidos graxos apesar da queda do pH, agravando ainda mais as condições ambientais (MALINA JR; POHLAND, 1992).

Se a capacidade de tamponamento do meio não for eficaz, pode ocorrer a acidificação do meio pelo acúmulo de ácidos graxos voláteis, bloqueando a produção de biogás. A produção excessiva de gás carbônico também pode causar desequilíbrio no meio, alterando os valores do pH (LA FARGE, 1995).

Segundo Van Haandel e Lettinga (1994), o valor do pH é estabelecido no reator após o equilíbrio iônico dos diferentes sistemas ácido/base presentes, sendo que os sistemas de ácidos fracos (não completamente ionizados) são considerados os mais importantes, principalmente o sistema carbônico (CO₂ – HCO₃⁻ – CO₃²⁻).

De acordo com Lagrange (1979), quimicamente o equilíbrio do pH depende da concentração do íon bicarbonato (HCO₃⁻), o qual depende da concentração de gás carbônico (H₂CO₃). O aumento da concentração dos ácidos voláteis é neutralizado pelo bicarbonato.

A alcalinidade está presente primeiramente na forma de bicarbonatos, que estão em equilíbrio com o CO₂ no biogás, a um dado pH, considerando que o CO₂ é liberado quando compostos orgânicos são degradados (GERARDI, 2003), como mostra a Equação 3:



O baixo pH e a excessiva produção e acumulação de ácidos, desloca o pH neutro do sistema bicarbonato (MALINA JR; POHLAND, 1992). Os principais fatores que influenciam o pH nos processos anaeróbios são o ácido carbônico e os ácidos voláteis (CHERNICHARO, 1997); sendo que o aumento da concentração dos ácidos graxos voláteis faz com que o sistema tampão $\text{HCO}_3^- / \text{CO}_3^{2-}$ diminua (BELLI FILHO, 1995).

Devido à alta concentração de CO_2 nos gases produzidos no processo anaeróbio (30–35% de CO_2), a alta alcalinidade é necessária para garantir pH próximo da neutralidade, evitando mudanças bruscas. Uma faixa de concentração de 3000 a 5000 mg/L de CaCO_3 é encontrada com frequência (METCALF; EDDY, 2003).

Uma alcalinidade bicarbonato de 2500 a 5000 mg/L produz um efeito tampão tal que grandes flutuações nos ácidos voláteis levarão a uma queda de pH pouco significativa (LAGRANGE, 1979).

d) Potencial de oxi-redução – Eh

De acordo com Atlas e Bartha (1993), o potencial redox é influenciado pela presença ou ausência de oxigênio no meio, e é medido em milivolts (mV). O valor do potencial redox pode ser medido por um aparelho medidor de pH (GERARDI, 2003). Valores positivos indicam condições favoráveis para reações de oxidação, já os valores baixos negativos indicam reações de redução (ATLAS; BARTHA, 1993). Segundo Henn (2005), na digestão anaeróbia é necessário um ambiente de redução, sendo o valor de Eh negativo.

O potencial redox é a medida da quantidade relativa de material oxidado, como o íon nitrato (NO_3^-) e o íon sulfato (SO_4^{2-}), e material reduzido, como íons amônio (NH_4^+). Para valores maiores que +50 mV, o oxigênio molecular (O_2) está disponível e pode ser usado pelas bactérias aeróbias ou anaeróbias facultativas, ocorrendo a degradação de compostos orgânicos em condições oxidantes (GERARDI, 2003).

Para os valores entre +50 e –50 mV, o O_2 não está presente, mas íons nitrato (NO_3^-) e nitrito (NO_2^-) estão disponíveis, ocorrendo a degradação anaeróbia dos compostos orgânicos em condições anóxicas, que é a desnitrificação. Quando valores de potencial redox são menores do que –50 mV, íons nitrato e nitrito não estão disponíveis, porém, os íons sulfatos se encontram para a degradação dos componentes orgânicos, ocorrendo a redução do sulfato e a formação gás sulfídrico, assim como uma variedade de ácidos e álcoois (GERARDI, 2003).

Para sedimentos que são ricos em matéria orgânica, os valores do potencial redox podem atingir valores tão baixos como -450 mV (ATLAS; BARTHA, 1993). Os valores próximos a -500 mV sugerem elevado estado de anaerobiose e a capacidade redutora do meio. Quando os valores são elevados para a ordem de -300 mV ocorre a predominância da fase ácida nos digestores, o que indica a existência de anaerobiose e também a ocorrência de substâncias não completamente reduzidas, como os ácidos voláteis (OLIVEIRA et. al., 1993). Para Gerardi (2003), quando o potencial redox é menor que -300 mV, há degradação anaeróbia de compostos orgânicos e ocorre produção de metano. Os compostos orgânicos simples, como o acetato, são convertidos em metano, ocorrendo a combinação de dióxido de carbono e hidrogênio também para formar metano.

Belli Filho (1995) mediu valores de potencial redox na faixa -40 e -400 mV, considerando a condição adequada para as bactérias anaeróbias se reproduzirem.

A sobrevivência das bactérias anaeróbias e a degradação do substrato são mais eficientes quando o potencial redox possui valores entre -200 e -400 mV. Qualquer quantidade de oxigênio dissolvida em um digestor anaeróbio aumenta o potencial redox e diminui a atividade anaeróbia (GERARDI, 2003).

e) Materiais tóxicos

Existem várias substâncias que podem provocar efeitos tóxicos no tratamento anaeróbio, em que a magnitude do efeito depende da concentração do material, sendo que alguns casos pode ter efeito benéfico em baixas concentrações (LAGRANGE, 1979; OLIVEIRA et al., 1993). A toxicidade ou inibição do processo metanogênico pode ser consequência de vários fatores, incluindo a geração de produtos intermediários, tais como os ácidos graxos voláteis, que também podem afetar o pH de maneira adversa (MALINA JR; POHLAND, 1992).

De acordo com Gerardi (2003), o aumento da concentração de ácidos voláteis é um dos indicadores de toxicidade. A acumulação de ácidos graxos voláteis pode não ter apenas a função tampão para baixar o pH, mas também pode exercer efeito inibitório na população microbiana presente, ou seja, todos os efeitos inibitórios dos ácidos voláteis estão relacionados com a estabilização do pH pelo prevaecimento do sistema tampão.

Os efeitos mais lesivos em relação à acumulação de ácidos graxos voláteis são manifestados nas populações metanogênicas (MALINA JR; POHLAND, 1992).

Os principais agentes tóxicos são: amônia, sulfatos/sulfetos, metais pesados, metais alcalino e alcalino-terrosos e o oxigênio (OLIVEIRA et al., 1993). Os três tipos mais comuns de toxicidade são causados pela amônia, sulfeto de hidrogênio e metais pesados (GERARDI, 2003). A amônia pode estar presente nas formas de amônia livre (NH_3) ou íon amônio (NH_4^+), sendo que a segunda serve como fonte de nitrogênio para as bactérias e a primeira é tóxica (GERARDI, 2003). De acordo com Belli Filho (1995), se houver uma boa relação C/N não haverá excesso de amônia na digestão anaeróbia.

O sulfeto (HS^-) é utilizado pelas bactérias como fonte de enxofre solúvel, porém, quando os sulfetos, tanto nessa forma, como na de gás sulfeto de hidrogênio dissolvido (H_2S), encontram-se em concentrações excessivas causam toxicidade (GERARDI, 2003).

De acordo com Belli Filho (1995), o gás sulfídrico (H_2S) é um produto da redução microbiológica de sulfato e pode causar uma competição entre as bactérias metanogênicas e redutoras de sulfato, pelo mesmo substrato (acetato e hidrogênio), podendo ser tóxico às bactérias anaeróbias.

4.4 BIOGÁS

4.4.1 Histórico

Em 1630, Van Helmont verificou, entre 15 gases diferentes, a presença de um gás inflamável exalado na putrefação e presente nos gases intestinais. Em 1667, Shirley descobriu o “gás dos pântanos”, presente na decomposição natural dos vegetais (LAGRANGE, 1979). O físico italiano Alessandro Volta, no ano de 1776, foi o primeiro a relacionar o apodrecimento da vegetação nos sedimentos de lagos com o surgimento de um gás combustível (CCE, 2000).

Priestley menciona igualmente o gás combustível metano dentro da *Observação sobre o gás inflamável*, em 1790. Em 1808, o químico inglês Humphry Davy estudou a fermentação de uma mistura de água e de esterco, obtendo cerca de um litro de gás composto por aproximadamente 60% de gás carbônico, sendo o restante uma mistura de gases ricos em carbono (dentre os quais o metano) e nitrogênio (LAGRANGE, 1979).

A primeira experiência conhecida com a utilização do biogás, produzido por digestão anaeróbia, foi em 1859, numa colônia de leprosos em Bombaim na Índia (CCE, 2000).

Somente em 1884 o biogás foi observado como uma possível fonte de energia, quando Louis Pasteur apresentou os trabalhos de seu aluno Ulysse Gayon para a Academia de Ciências, concluindo que esta fermentação poderia tornar-se uma fonte utilizável para aquecimento e iluminação. Ulysse Gayon em 1883, junto à Sociedade das Ciências Físicas e Naturais de Bordeaux, realizou a fermentação anaeróbia de uma mistura de esterco e água a 35°C e conseguiu produzir até 100 litros de gás por metro cúbico de matéria orgânica. Experimentos com esterco também foram realizados por Schloesing, em 1890, porém, dessa vez, o substrato foi fermentado em uma estufa a 52°C, sobre a ação das bactérias termofílicas, obtendo-se 27 litros de gás por quilograma de dejetos. Em 1894, Oméliansky, por meio de seus experimentos, concluiu que a fermentação metanogênica é desativada a 75°C e que a melhor temperatura para a fermentação é de 37° C (LAGRANGE, 1979).

O mesmo autor ainda relata, que por volta de 1895, ocorreu a primeira experiência européia utilizando o biogás proveniente de uma fossa séptica para iluminar algumas ruas da cidade de Exeter, na Inglaterra (CCE, 2000). Dehèrain e Dupont, em 1899, analisaram o gás coletado em uma porção de esterco na Escola Nacional de Agricultura de Grignon e encontram gás a 50% de metano e 50% de gás carbônico.

Em 1920, na Alemanha, após o desenvolvimento de alguns experimentos do Engenheiro Karl Imnhoff, sobre lodos decantados de esgotos domésticos, o gás produzido passou a ser utilizado no aquecimento das unidades das estações de esgoto e também como combustível para motores existentes nessas estações (FAO, 1984 apud ZAGO, 2003).

O uso do biogás nas cozinhas e aquecimento de casas ocorreu nos anos 40, como consequência da carência energética provocada pela II Guerra Mundial (COSTA, 2006). Logo após a 2ª Guerra Mundial, devido à escassez de energia fóssil, o biogás foi utilizado com certa intensidade em países como a França, a Argélia e a Alemanha, tanto para aquecimento como para alimentação de motores de combustão interna. Após esse período, nas décadas de 50 e 60, os combustíveis fósseis voltaram a ser utilizados em função dos preços baixos, diminuindo o interesse pela energia obtida em processos anaeróbios (CCE, 2000).

Somente alguns países asiáticos, como Índia, Coréia e China, mantiveram o interesse pelo uso do biogás devido às limitações dos recursos de capital e de energia, principalmente ao nível de pequenos aglomerados rurais (CCE, 2000). Em 1950, Ram Bux Singh coordenou pesquisas que conduziram a uma difusão do biodigestor chamado de modelo indiano, para tratar o esterco e obter combustível sem perder o efeito fertilizante, onde foram construídas

meio milhão de unidades. Em 1972, na China, surge o modelo de biodigestor chinês, com a instalação de 7,2 milhões de unidades (NOGUEIRA, 1986 apud HENN, 2005).

O uso dos combustíveis renováveis foi estimulado novamente a partir de 1973, devido à crise energética (SANTOS, 2001), essa crise obrigou os países desenvolvidos a tomar consciência da sua dependência de recursos naturais finitos, isso fez com que gás metano dos digestores anaeróbios voltasse a ser tema da atualidade, assim como a pesquisa e o desenvolvimento de tecnologias nessa área (CCE, 2000). Outro fator que contribuiu, para retomada de pesquisas e tecnologias na área do biogás, foi a assinatura do Protocolo de Quioto em 1997. Segundo Frondizi (2009), no setor da agricultura, uma das fontes de emissões de GEE é o tratamento de dejetos que emite CH_4 , CO_2 e N_2O

O Protocolo de Quioto entrou em vigor em 2005 estabelecendo metas de redução ou limitação das emissões antrópicas combinadas dos gases de efeito estufa, envolvendo os países desenvolvidos e industrializados, considerados como Partes do Anexo I na Convenção de Mudança do Clima, não estabelecendo compromissos adicionais para países em desenvolvimento. (FRONDIZI, 2009).

O MDL (Mecanismo de Desenvolvimento Limpo) é um dos três Mecanismos Adicionais de Implementação previstos no Protocolo de Quioto, sendo este o único que permite a participação de Partes não pertencentes ao Anexo I como é o caso do Brasil. O MDL é considerado um instrumento econômico que visa a facilitar o cumprimento das metas dos países no Anexo I, devido ao fato de muitas vezes a redução ou remoção fora das suas fronteiras nacionais apresentarem menor custo. As atividades que compõem os projetos de MDL, nos países em desenvolvimento, devem estar relacionadas com os gases de efeito estufa, reduzindo as emissões ou aumentando a remoção de CO_2 (benefícios ambientais). Com isso podem ser adquiridas Reduções Certificadas de Emissões (RCEs), as quais são um ativo financeiro, que podem ser vendidas pelo preço de mercado, obtendo os chamados “créditos de carbono (FRONDIZI, 2009).

4.4.2 Propriedades do biogás

O biogás é uma mistura gasosa e combustível, resultante da biodegradação da matéria orgânica pela ação de bactérias em meio anaeróbio, podendo envolver diversos tipos de efluentes e resíduos. Os principais componentes do biogás são o gás metano (CH_4) e o gás

carbônico (CO_2). Belli F^o (1995) obteve concentrações médias de 63% para o CH_4 e de 22% para o CO_2 .

As proporções desses gases dependem da natureza do substrato fermentado. É um gás saturado de água, ou seja, contém umidade, que associada à presença de H_2S e CO_2 se torna altamente corrosivo (LA FARGE, 1995). A Tabela 5 apresenta a composição do biogás de acordo com diferentes autores.

Tabela 5. Composição média dos gases que constituem o biogás.

Gás componente	Concentração dos Gases Componentes (%)		
	Lagrange (1979)	La Farge (1995)	Pires (2000 apud Pinto, 2006)
Metano (CH_4)	50 - 70	50 -90	50 - 75
Dióxido de carbono (CO_2)	35 - 40	10 - 40	25 - 40
Hidrogênio (H_2)	1 - 3	1 - 3	1 - 3
Nitrogênio (N_2)	0,5 - 3	0,5 - 2	0,5 - 2,5
Oxigênio (O_2)	0,1 - 1	-	0,1 - 1
Sulfeto de Hidrogênio (H_2S)	-	0,1 - 0,5	0,1 - 0,5
Amônio (NH_3)	-	-	0,1 - 0,5
Monóxido de carbono (CO)	0 - 0,1	0 - 0,1	0 - 0,1
H_2S , NH_3 , C_nH_{2n}	1 - 5	-	-
Vapor água (H_2O)	Variável	-	Variável

A seguir são descritas as principais características dos gases componentes do biogás:

a) Gás Metano (CH_4)

A produção do metano depende diretamente da degradação dos ácidos graxos voláteis e, principalmente, da conversão do ácido acético (BELLI FILHO, 1995). É o principal constituinte do biogás e quanto maior a concentração melhor será a sua qualidade para fins energéticos, é inodoro, incolor e inflamável. É um gás muito leve com densidade de 0,55 em relação ao ar, e é um dos compostos mais estáveis da química orgânica e pouco solúvel em água, o que permite separá-lo facilmente do gás carbônico. O metano queima com uma chama

pouco visível e muito quente, a Equação 4 mostra a reação de combustão. Este gás pode ser utilizado como combustível e também como matéria-prima para a indústria química (LAGRANGE, 1979).



b) Gás carbônico (CO₂)

A proporção de CO₂ no biogás varia em função das reações bacterianas e da influência dos fatores ambientais (LAGRANGE, 1979). O CO₂ tem um efeito de diluição, não é combustível e pode reduzir o poder calorífico do biogás, e em pressões elevadas e na presença de água pode originar o ácido carbônico (H₂CO₃), o que torna possível a corrosão dos materiais em contato. O biogás sai do digestor saturado de vapor de água, sendo que esse, além de acelerar as reações de corrosão e poder bloquear a passagem do biogás nas canalizações, também pode extinguir a chama do queimador (CCE, 2000).

c) Gás Sulfídrico (H₂S)

A produção de H₂S está ligada às condições de competição entre as bactérias metanogênicas e sulfato-redutoras (ISA et al. 1986, apud BELLI FILHO, 1995) e é o principal responsável pelo odor no biogás (BELLI FILHO, 1995). É combustível e fortemente corrosivo pela produção de ácido sulfúrico (LAGRANGE, 1979). Normalmente encontra-se em concentrações inferiores a 1% (10.000 ppm). O H₂S, durante a combustão, é oxidado a óxidos de enxofre SO₂ e SO₃, que reagem com vapor de água, levando à formação dos ácidos H₂SO₃ e H₂SO₄, os quais, ao acumularem-se, tendem a corroer metais como o cobre, ferro e aço (CCE, 2000).

A mistura dos gases componentes do biogás possui variação em suas propriedades de acordo com a concentração relativa de cada um desses constituintes. As propriedades físico-químicas (Tabela 6) do biogás influenciam no desenvolvimento de tecnologias para a sua depuração, combustão e dimensionamento de equipamentos, sendo que todos os componentes exercem influência, em especial o CH₄ e o CO₂ que são os gases predominantes (CCE, 2000).

Tabela 6. Propriedades do CH₄, CO₂ e H₂S.

Propriedade	CH₄	CO₂	H₂S
Peso molecular (g)	16,04	44,01	34,08
Densidade (ar = 1)	0,56	1,52	1,19
Ponto de ebulição (°C) a 1 atm	-116,70	-78,50	-60,50
Massa específica (g/L)	0,71	1,96	1,52
Poder calorífico inferior (kcal/m ³)	8570,00	-	5530,00
Poder calorífico superior (kcal/m ³)	9510,00	-	6000,00
Limites de inflamabilidade (%)	5 - 15	-	4 - 46

Fonte: Adaptado, LAGRANGE (1979); CCE (2000).

De acordo com Lagrange (1979), o biogás com uma concentração de 60% de CH₄ pode apresentar um poder calorífico inferior (PCI), de aproximadamente 5.130 kcal/m³. Segundo Zago (2003), o poder calorífico do biogás pode oscilar de 5000 a 6000 kcal/m³, e com capacidade de chegar a 12.000 kcal/m³, quando for retirado o CO₂. A Tabela 4 mostra a equivalência do biogás, com 70% de metano, a outros combustíveis (CCE, 2000). A Tabela 7 mostra a equivalência de 1 m³ de biogás em relação a outros combustíveis.

Tabela 7. Equivalência do biogás a outros combustíveis.

Equivalência do biogás	
1 m ³ de biogás	0,62 m ³ de gás natural
	0,26 m ³ de propano
	0,20 m ³ de butano
	1,6 kg de lenha
	0,6 L de gasolina
	6,5 kWh de eletricidade

Fonte: Adaptado, CCE (2000).

4.4.3 Produção de biogás

A produção de biogás é influenciada por diversos fatores, porém, todos perfeitamente controláveis. Dessa forma, podemos relacionar a produção alcançada, com os diversos tipos de biomassa utilizados (Tabela 8). A quantidade de gás metano é dada em função do tipo de

material fermentado e das condições de fermentação (ZAGO, 2003). A Tabela 9 apresenta a produção específica e diária de biogás e CH₄ para cada sistema de criação de suínos.

Tabela 8. Produção de dejetos e de biogás de acordo com o peso vivo de cada animal.

Animal (peso vivo)	kg_{esterco}/animal. dia	m³biogás/kg_{esterco}	m³biogás/kg SV	m³biogás/animal.dia
Bovino (500 kg)	10 - 15	0,038	0,094 - 0,31	0,36
Equino (400 kg)	10 - 12	0,022	0,082 - 0,28	0,2
Suínos (90 kg)	2,3 - 2,5	0,079	0,37 - 0,50	0,24
Aves (2,5 kg)	0,12 - 0,9	0,05	0,31 - 0,62	0,014
Ovinos (35 kg)	0,5 - 0,9	0,022	0,10 - 0,28	0,22

Fonte: NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES, 1977 apud OLIVEIRA et al., 1993.

Tabela 9. Produção de biogás e CH₄ de acordo com os diferentes sistemas de criação de suínos.

Sistema de Criação	Produção específica de biogás (m³/kg SV)	Produção diária de biogás (m³/animal.dia)	Produção diária de CH₄ - concentração 65% (m³/animal.dia)
Matriz em ciclo completo	0,45	0,866	0,563
Matriz em criação de leitões	0,45	0,933	0,606
Suíno em fase de terminação	0,45	0,799	0,519

Fonte: Adaptado, CRPA, 1996; ETSU, 1997 apud CCE, 2000.

O poder energético do esterco de suínos está relacionado ao manejo adequado dos dejetos, pois os sólidos voláteis correspondem a aproximadamente 70% dos sólidos totais existentes, sendo que o potencial energético na utilização do biodigestor é garantido pelos sólidos voláteis (TAKITANE, 2001; OLIVEIRA; HIGARASHI, 2006). Segundo La Farge (1995), para os dejetos suínos a produção específica é 0,45 m³ de biogás para cada 1 kg de Sólidos Voláteis removidos (0,45 m³/kg SV).

De acordo com Mecalp e Eddy (2003), é possível determinar estequiometricamente a quantidade de DQO que é convertida a metano, a DQO corresponde à quantidade de oxigênio necessária para oxidar o metano em dióxido de carbono e água conforme a Equação 5.



Considerando a massa atômica do oxigênio igual a 16, temos: 2(32 g O₂/mol) = 64 g O₂/mol CH₄. O volume de metano por mol, considerando condições padrão (0°C e 1 atm) é

22,414 L, assim o metano equivalente da DQO convertida em condições anaeróbias é: $22,414/64 = 0,35 \text{ L CH}_4/\text{g DQO}$, o que é igual a $0,35 \text{ m}^3/\text{kg DQO}_{\text{removida}}$ (METCALF; EDDY, 2003).

Da mesma forma, a conversão de matéria orgânica em metano também pode ser estimada pela quantidade de sólidos voláteis removida no processo anaeróbio. A Tabela 10 mostra a conversão de DQO e SV em metano, de acordo com diferentes autores.

Tabela 10. Produção de CH_4 e de biogás pela conversão de DQO e SV.

Autor	$\text{m}^3\text{CH}_4/\text{kg DQO}_{\text{removida}}$	$\text{m}^3\text{Biogás}/\text{kg DQO}_{\text{removida}}$	$\text{m}^3\text{CH}_4/\text{kg SV}_{\text{removido}}$	$\text{m}^3\text{Biogás}/\text{kg SV}_{\text{removido}}$
Malina e Pohland Jr. (1992)	0,35	0,5	-	0,72 - 1,0
La Farge (1995)	0,35	-	0,45	-
Metcalf e Eddy (2003)	0,35	-	-	0,75 - 1,12

Os quadros 1, 2 e 3 relatam dados da produção de biogás e características a partir dejetos de suínos, com pesquisas realizadas no Brasil e em nível mundial.

Experimento	Autor	Ferreira; Amaral; Lucas Jr. (2001)	Oliveira; Foresti (2004)	Pereira-Ramirez et al. (2004)	Campos et al. (2005)	Santana; Oliveira (2005)	Fernandes; Oliveira (2006)	Lourenço (2006)	Oliveira; Higarashi (2006)	Costa (2007)	Schoenhals; Frare; Sarmento (2007)	Souza et al. (2008)	Gusmão et al. (2008)*	
Local	Jaboticabal (SP)	São Carlos (SP)	Pelotas (RS)	Lavras (MG)	Jaboticabal (SP)	Jaboticabal (SP)	Lavras (MG)	Concórdia (SC)	Lavras (MG)	Estado do Paraná	Jaboticabal (SP)	Região Oeste de Santa Catarina		
Dados operacionais	Nº animais								400		2500 matrizes (UPL)			
	Tipo de reator aneróbio	02 UASBs em série	UASB / bancada	UASB	UASB	02 UASBs em série	ABR / UASB em série	UASB + FA+ LAF	Biodigestor (vazão: 2,45 m³/dia)	RAC +UASB em série	02 UASBs em paralelo		Biodigestor - 10 unidades independentes	
	Volume	705 L cada	10,5 L	16 L	11,7 L	908 L / 188 L	530 L / 120 L		100 m³	3,8 / 6,08 m³	27,5 m³ cada	14 L		
	Temperatura (°C)		25 - 30	27 - 32	27			25,8	20 - 23		14 - 23	25; 35; 40		
	TRH	14 h cada	8 / 12 / 20 / 30 h	12 h	30 h	31,1; 62,3 h / 6,5; 12,9 h	variável	55 / 40 / 21 / 11 h	30 dias	33,46 h / 53,35 h	~ 15 horas	10 / 15 / 25 / 30 h		
Biogás	Produção biogás (m³/dia)				0,00014			0,0018	40 (inverno); 60 (verão)					
	m³ biogás/kgSV adicionado													
	m³ biogás/m³ reator.dia	0,205 / 0,043												
CH ₄	m³ CH ₄ /m³ reator.dia		0,072 - 1,151					0,759 - 0,906				0,768		
	m³ CH ₄ /kgDQO adicionado							0,030 - 0,099						
	m³ CH ₄ /kgDQO removido		0,10 - 0,18		0,01	0,156 - 0,289	0,039 - 0,078	0,428						
	%CH ₄					75 - 80	70 - 80	55 - 73					63,3	
DQO	DQO (mg/L)			9.700	1.755			7.557 - 11.640			7.000 - 13.525			
	Eficiência de remoção DQO (%)			62 - 85	78	86,6 - 93,1		83,3			máximo 40		71	
ST/SV	ST (mg/L)			7.400					75.120					
	SV (mg/L)			4.810					56.310				69 - 96	
	Eficiência de remoção SV (%)							86		57				

Quadro 1. Dados de pesquisas realizadas no Brasil referentes ao tratamento dejetos de suínos e produção de biogás.

*Considerando valores médios.

Experimento	Autor	Hansen; Angelidaki; Ahring (1998)	Pagilla; Kim; Cheunbarn (2000)	Hill; Taylor; Grift (2001)	Magbanua Jr.; Adams; Johnston (2001)	Greenhouse Gas Technology Center (2002)	Massé; Masse; Croteau (2003)	Møller; Sommer; Ahring (2004)	DeSutter; Ham (2005)
	Local	Dinamarca	EUA	EUA	EUA	EUA	Canadá	Dinamarca	EUA
Dados Operacionais	Nº animais					5.000 matrizes			10.500 suínos em terminação
	Tipo de reator aneróbico	Bancada		Bancada	Bancada	Lagoa anaeróbia	04 reatores tipo ASBR	Bancada	Lagoa anaeróbia
	Volume	4,5 L			0,125 L	2.220 m ³		1,1 L	
	Temperatura (°C)	37 / 45 / 55 / 60	37	10 - 23	35	40	20 / 15 / 10 / 15 / 20	35	
	TRH	15 dias	5 / 9 / 14 dias	157 dias		40 dias	14 dias		
Biogás	Produção biogás (m ³ /dia)					610			
	m ³ biogás/kgSV adicionado							0,516	
	m ³ biogás/kgSV removido				0,20				
CH ₄	m ³ CH ₄ /kgSV adicionado		0,26 - 0,39	0,30					
	m ³ CH ₄ /kgSV removido	0,188 / 0,141 / 0,067 / 0,022	0,56 - 0,64	0,55	0,13				
	m ³ CH ₄ /kgDQO adicionado						0,266 / 0,218 / 0,080 / 0,125 / 0,214		
	%CH ₄	71 / 69 / 51 / 40		60		66,3	75,3 / 77,5 / 81,4 / 79,8 / 75,5		71
DQO	DQO (mg/L)		14.330				48.770		
	Eficiência de remoção DQO (%)		56 - 67				89,5 / 79,7 / 78,9 / 63,9 / 82,3		
ST/SV	ST (mg/L)				9.750		22.200		
	SV (mg/L)				9.400		12.490		
	Eficiência de remoção ST (%)						42,8 / 50,8 / 41,2 / 38,6 / 29,8		
	Eficiência de remoção SV (%)		46 - 71	60			54,2 / 57,1 / 45,4 / 39,9		

Quadro 2. Dados de pesquisas internacionais referentes ao tratamento dejetos de suínos e produção de biogás realizadas entre 1998 e 2005.

Experimento	Autor	Sánchez et al. (2005)	Deng; Cai; Chen (2007)	Feng et al. (2007)	Massé; Croteau; Masse (2007)	Møller et al. (2007)	Ndegwa et al. (2007)	Chae et. al (2008)	Liu et al. (2009)	
	Local	Cuba	China	Japão	Canadá	Dinamarca	EUA	Coréia do Sul	Japão	
Dados Operacionais	Nº animais		120.000 suínos							
	Tipo de reator anaeróbio	UASB	Misto (UASB + SBR aerado)	Biodigestor de 2 fases (Estágio 2)	04 reatores tipo PASBR		ASBR/bancada	03 reatores anaeróbios de bancada		
	Volume	5		2,5 m³	41 L cada	130 L	12 L	5,0 L cada		
	Temperatura (°C)	30 - 35				17	50 - 52	20 - 35	25 / 30 / 35	37
	TRH	8 dias			11 dias		22 - 24	24 h / 8h		3,2 dias
Biogás	Produção biogás (m³/dia)		5.000 a 7.000 (verão) / 2.500 - 3.500 (inverno)				0,0015 - 0,0021			
	m³ biogás/kgSV adicionado			0,579					0,46	
	m³ biogás/kgSV removido							1,12		
CH ₄	m³ CH ₄ /kgSV adicionado					0,32		0,317 / 0,397 / 0,437	0,27	
	m³ CH ₄ /kgSV removido					0,516		0,72		
	m³ CH ₄ /kgDQO adicionado						0,12	0,114 / 0,143 / 0,163		
	%CH ₄	66		76	69,2	71	70 - 75	44 / 55 / 61	58	
DQO	DQO (mg/L)	10.189	9.194		131.300		4.816	45.350	89.000	
	Eficiência de remoção DQO (%)	85,4	96,7	59	68,1					
ST/SV	ST (mg/L)	7.210			99.500		3.560	23.885	62.700	
	SV (mg/L)	5.122			81.600		2.752	16.310	49.900	
	Eficiência de remoção ST (%)				71,4					
	Eficiência de remoção SV (%)			58	77,3	51,9			42	

Quadro 3. Dados de pesquisas internacionais referentes ao tratamento dejetos de suínos e produção de biogás realizadas entre 2005 e 2009.

4.5 PRINCIPAIS FORMAS DE TRATAMENTO ANAERÓBIO PARA DEJETOS DE SUÍNOS

Os sistemas anaeróbios geralmente constituem a primeira etapa do tratamento dos dejetos, a qual é de fundamental importância para proporcionar a qualidade de biofertilizante (BELLI FILHO, 1995).

De acordo com Miranda (2005), muitas vezes o armazenamento é confundido com tratamento, a armazenagem consiste em colocar os dejetos em depósitos apropriados durante um determinado tempo, para que seja promovida a fermentação da biomassa e a redução dos patógenos presentes. O mesmo autor afirma que o período mínimo determinado para que os dejetos fiquem armazenados é em função do tempo necessário para a sua estabilização biológica.

De acordo com Gosmann (1997), a bioesterqueira e a esterqueira são as formas mais comuns de armazenamento de dejetos de suínos em Santa Catarina, em que a primeira possui duas câmaras e um TDH de 135 a 165 dias, e a segunda possui somente uma, com TDH entre 90 e 120 dias. Apesar da literatura não ser considerada como sendo uma forma de tratamento, segundo Gosmann (1997), na esterqueira ocorrem as fases da digestão anaeróbia de forma simultânea, enquanto que na bioesterqueira são sequenciais, o que gera maior eficiência.

As esterqueiras e bioesterqueiras também são denominadas, atualmente, como lagoas (ou tanques) de armazenamento de dejetos de suínos. As lagoas de armazenamento, geralmente formadas por uma única câmara, têm como principal função reter os dejetos de suínos até o momento adequado para a sua disposição como biofertilizante no solo, ou para prosseguir em um tratamento mais avançado.

A seguir serão apresentadas as principais formas de tratamento para dejetos suínos. O conceito de biodigestores é normalmente utilizado para designar reatores anaeróbios utilizados para o tratamento de dejetos suínos. Embora o conceito de biodigestor possa ser estendido para reatores anaeróbios tratando outros tipos de efluente, neste trabalho, será utilizada esta denominação para os reatores que são aplicados na suinocultura.

4.5.1 Biodigestores

Os biodigestores são constituídos, basicamente, por um tanque de digestão (ou câmara) e por um gasômetro (campânula), o primeiro serve para armazenar e digerir a biomassa e o segundo para armazenar o biogás produzido pela digestão anaeróbia. O biodigestor é um reator em que ocorre a digestão anaeróbia da matéria orgânica, ou seja, a sua estabilização, produzindo biogás e biofertilizante (OLIVEIRA et. al., 1993; OLIVEIRA, 2004).

Os biodigestores operaram de modo contínuo, ou seja, são alimentados com matéria orgânica durante o funcionamento simultaneamente à retirada do produto decomposto (ou estabilizado), ou em batelada, que é alimentado apenas uma vez, no início do período de funcionamento, sendo descarregado quando for notável a finalização da produção de biogás (NOGUEIRA, 1986 apud HENN, 2005).

Cada carga aplicada requer um tempo de retenção hidráulica entre 30 e 50 dias (dependendo das variações climáticas), sendo que o volume do biodigestor é projetado em função do volume de dejetos produzidos diariamente e do tempo de retenção hidráulica adotado (OLIVEIRA, 2004). Porém, na maioria dos biodigestores projetados no Brasil o TRH adotado para dejetos de suínos fica entre 22 e 30 dias (OLIVEIRA, 2005), sendo essa faixa também recomendada por Nogueira (1986, apud HENN, 2005) para digestores contínuos.

4.5.2 Lagoa anaeróbia

As lagoas anaeróbias constituem uma forma de biodigestor em que não há captação de gás, semelhante às lagoas de armazenamento (ou esterqueiras).

As lagoas anaeróbias são uma forma de tratamento caracterizada por condições estritamente anaeróbias, as quais são alcançadas devido ao lançamento de uma grande carga de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) por unidade de volume da lagoa. Dessa forma, o consumo de oxigênio é várias vezes superior ao que é produzido. A remoção de DBO varia entre 50 e 70%, necessitando, assim, de uma unidade posterior de tratamento. A conversão da matéria orgânica ocorre de forma lenta, devido à taxa de reprodução das bactérias anaeróbias, sendo que a temperatura do meio exerce grande influência, o que faz com que as regiões de clima quente sejam propícias (VON SPERLING, 1996).

Para um bom funcionamento, o dimensionamento das lagoas deve seguir alguns critérios fundamentais. A profundidade é um fator importante devido à redução da penetração

de oxigênio para as camadas inferiores, mantendo assim as condições anaeróbias (VON SPERLING, 1996). De acordo com Dartora, Perdomo e Tumelero (1998), a profundidade útil deve ser em torno de 2,2 m e uma relação de comprimento x largura de 2 a 3:1, devendo ser dimensionadas em função da carga orgânica (DBO) e do tempo de retenção hidráulica que deve variar entre 30 a 40 dias. A Figura 5 representa uma lagoa anaeróbia.

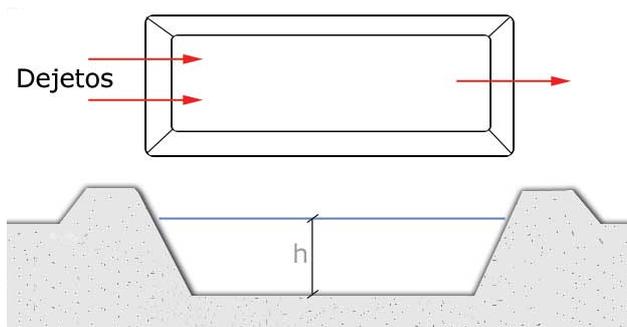


Figura 5. Vista em planta e em corte de uma lagoa anaeróbia.
Fonte: PERDOMO; OLIVEIRA; KUNZ (2003).

Alves (2007) monitorou uma lagoa anaeróbia em um sistema de tratamento de dejetos de suínos com uma taxa de $0,07 \text{ kg SV/m}^3 \cdot \text{dia}$, sendo este reator o que apresentou melhor desempenho no sistema (lagoa de decantação + lagoa anaeróbia + UASB).

4.5.3 Reatores UASB

Os digestores anaeróbios de manta de lodo recebem diferentes nomenclaturas e denominações. Porém, a origem desta modalidade de reatores foi desenvolvida na década de 70 pelo Professor Gatzke Lettinga na Universidade de Wageningen na Holanda (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994), sendo que estes reatores foram denominados UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors*), ou seja, é um Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo. A Figura 6 representa a configuração de um reator UASB.

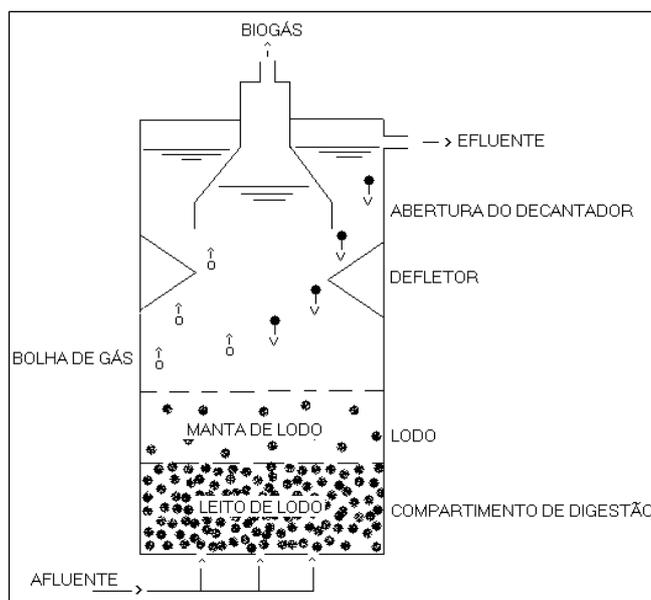


Figura 6. Esquema de funcionamento de um Reator UASB.
Fonte: Adaptado, BELLI F^o (1995).

Este tipo de reator possui um separador de fases, o qual divide o reator em uma parte inferior e outra superior; na primeira há um leito, que é a manta de lodo responsável pela digestão anaeróbia (zona de digestão), já a parte superior é denominada zona de sedimentação. O separador de fases permite que as partículas sólidas retornem para a manta de lodo, evitando, assim, que o efluente arraste estas partículas; isso ocorre devido à concepção do reator, que permite a diminuição da velocidade ascensional à medida que o líquido se aproxima da superfície líquida. As bolhas de gás formadas são desviadas para o separador de fases pela presença de obstáculos denominados defletores, os quais ficam logo abaixo das aberturas do separador de fases, o gás é despreendido na interface líquido-gás do separador de fases. (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

Um reator UASB em escala real foi operado na pesquisa realizada por Alves (2007), para o tratamento de efluente suinícola em uma granja de ciclo completo com cerca de 200 matrizes. O reator possuía um volume útil de 15 m³, construído em concreto armado, com um TDH de 1,5 dias. Porém, segundo Alves (2007), não houve um bom desempenho em função dos valores de pH e da temperatura não apresentarem condições ideais e por existirem elevadas concentrações de amônia nos dejetos.

Carmo Jr. (1998) também realizou uma pesquisa com a aplicação de um reator UASB no tratamento de dejetos de suínos em duas fases, em escala piloto, com um volume útil de 136 L, obtendo uma remoção máxima de DQO total em torno 73%.

4.6 O USO DE BIODIGESTORES NA SUINOCULTURA

No Brasil, o uso de biodigestores na suinocultura se intensificou nas décadas de 70 e 80, porém, vários fatores contribuíram para o insucesso desta tecnologia, dentre eles a falta de conhecimento técnico e de equipamentos desenvolvidos para o uso do biogás. Após, aproximadamente, 30 anos o uso do biodigestor ressurgiu, podendo ser construído a partir de novos materiais com menores custos. Em 2005, programas oficiais foram lançados, os quais focam a geração de energia e a possibilidade da participação no mercado de Carbono, resultando na diminuição do impacto ambiental (OLIVEIRA; HIGARASHI, 2006).

Antes de a tecnologia surgir no Brasil, outros países já disseminavam o uso do biogás. Segundo Massotti (2002), a Índia instalou biodigestores em mais de 50.000 propriedades, porém, a China foi o país que mais desenvolveu essa tecnologia em meio rural. Com o objetivo de suprir o consumo de energia para uso doméstico, instalou cerca de 8 milhões de unidades no país.

Os primeiros modelos de biodigestores rurais utilizados foram os do tipo chinês, filipino e indiano, os quais foram muito aplicados nas propriedades rurais de pequeno e médio porte. O modelo indiano foi um dos mais difundidos no Brasil, devido à sua simplicidade e funcionalidade (OLIVEIRA, 2004). A Figura 7 apresenta as configurações desses biodigestores.

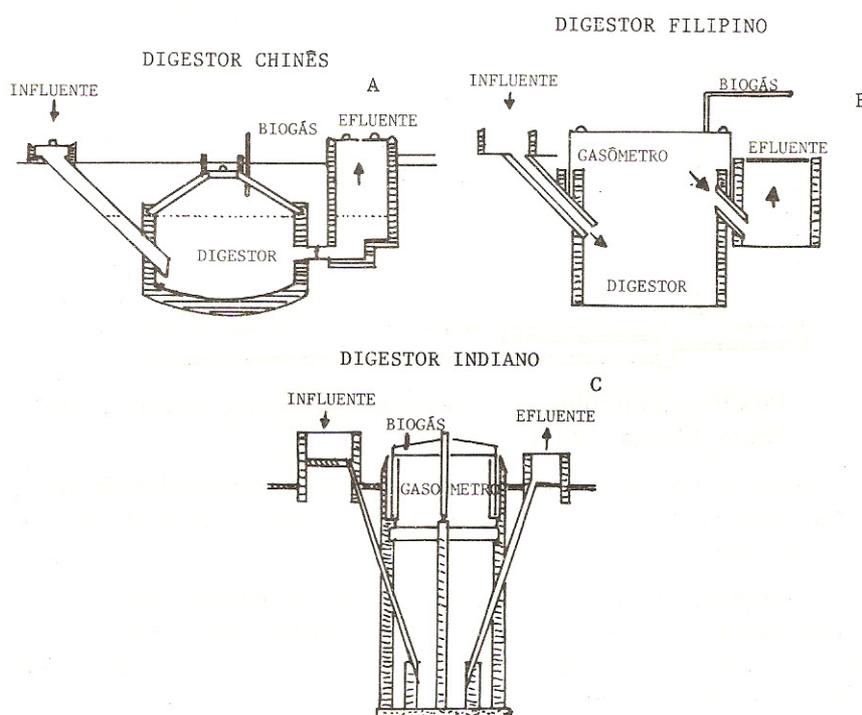


Figura 7. Configuração dos biodigestores modelo chinês, filipino e indiano.
Fonte: MORGA, 1983 apud OLIVEIRA et al., 1993.

O bom desempenho de um biodigestor em relação à produção do biogás depende da concentração de sólidos voláteis existente, os quais são diretamente responsáveis pela produção de biogás, sendo que quanto maior a concentração na alimentação diária do biodigestor (kg/m^3), maior será a capacidade de produção do biogás (OLIVEIRA; HIGARASHI, 2006). Os SV são o substrato das bactérias metanogênicas e representam, aproximadamente, 70 a 75% dos Sólidos Totais, nos dejetos de suínos. Quanto maior a quantidade de ST nos dejetos, menor será o grau de diluição e maior será a concentração de SV (LA FARGE, 1995; CCE, 2000; OLIVEIRA; HIGARASHI, 2006).

Oliveira (2005) recomenda que a carga diária de Sólidos Voláteis deve estar entre 55 e 65 $\text{kg SV}/\text{m}^3\cdot\text{dia}$, e a concentração de Sólidos Totais deve variar entre 8 e 10%, pois concentrações muito acima desta faixa podem causar entupimentos nas instalações do biodigestor.

Um estudo realizado no Oeste Catarinense revelou que o valor médio dos Sólidos Totais observado na região foi de 3% ($30 \text{ kg}/\text{m}^3$), o que é justificado pelo desperdício de água (SCHERER et al., 1996 apud OLIVEIRA; HIGARASHI, 2006). Henn (2005) realizou um estudo e observou as diferenças obtidas em relação aos dejetos de suínos produzidos após a implantação dos bebedouros ecológicos, que além de alterar a quantidade de dejetos também modificou características físico-químicas, melhorando a qualidade para aplicação como biofertilizante.

Henn (2005) deu partida em biodigestor em escala real no município de Braço do Norte, conforme representa a Figura 8, com lodo de dejetos de suínos misturado a lodo bovino. O biodigestor foi construído em alvenaria de pedra, com formato cilíndrico, diâmetro útil de 6,2 m, altura útil de 3,0 m e altura livre de 0,8 m. Possui um volume de aproximadamente 90 m^3 e um tempo de detenção hidráulica de 30 dias, que corresponde a uma vazão de $3,0 \text{ m}^3/\text{dia}$. O efluente suinícola que alimentava o biodigestor possuía as seguintes concentrações médias de matéria orgânica: $43,4 \text{ kg}/\text{m}^3$ de DQO, $36,1 \text{ kg}/\text{m}^3$ de ST e $25,2 \text{ kg}/\text{m}^3$ de SV, obtendo uma produção de CH_4 de $0,0172 \text{ L}/\text{gSV}\cdot\text{dia}$ e um volume de biogás em torno $32 \text{ m}^3/\text{dia}$.

A etapa do trabalho realizado por Henn (2005) durou 150 dias, na seqüência, Monteiro (2005) monitorou por mais 246, totalizando, aproximadamente 396 dias de acompanhamento do desempenho do biodigestor, obtendo também uma produção de biogás de até $32 \text{ m}^3/\text{dia}$ e uma concentração de CH_4 de 54,4% (via cromatografia gasosa).

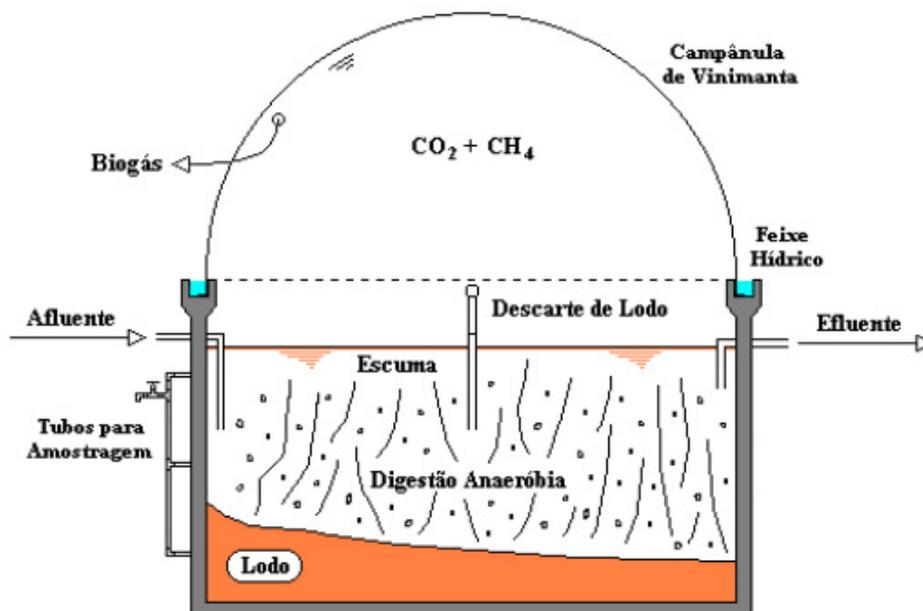


Figura 8. Biodigestor operado com efluente de suinocultura.
Fonte: HENN (2005)

Atualmente, o modelo de biodigestor rural que vem ganhando destaque é a lagoa anaeróbia coberta, em função dos menores custos e facilidade de implantação (OLIVEIRA, 2004), podendo-se dizer que é o mais aplicado nos projetos recentes de captação do biogás na suinocultura.

A lagoa anaeróbia coberta é uma unidade semelhante à esterqueira, em que o diferencial é a cobertura para captar e armazenar o biogás produzido pela anaerobiose (Figura 9). A cobertura da lagoa geralmente é constituída por com lona de PVC ou PEAD. Esse tipo de biodigestor é considerado um modelo contínuo, em que cada carga diária (afluente) corresponde a uma descarga de material digerido (efluente). A movimentação da biomassa no interior do biodigestor ocorre pela diferença de pressão hidráulica no momento da carga, que, quando aplicada, requer um tempo de detenção hidráulica entre 30 e 50 dias (OLIVEIRA, 2004).

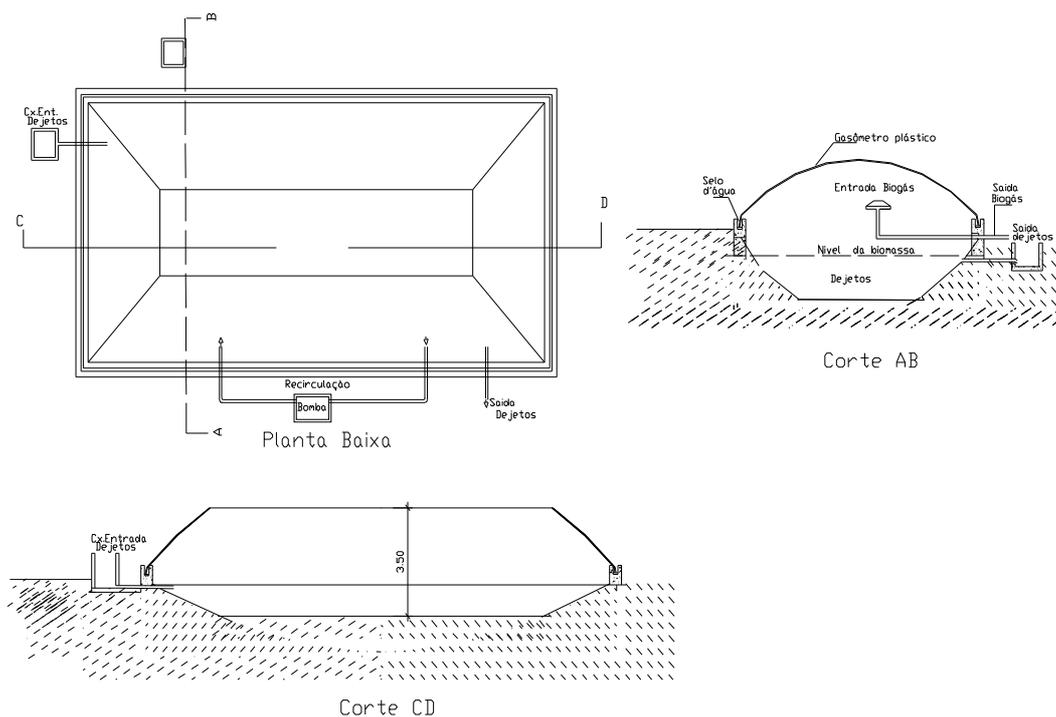


Figura 9. Vista e cortes de uma lagoa anaeróbia coberta.
Fonte: OLIVEIRA; HIGARASHI (2006).

Segundo Pompermayer e Paula Jr. (2000) (apud Santos, 2001), a produção de metano e o conseqüente aproveitamento do biogás é apenas uma das vantagens da biodigestão anaeróbia, a qual visa a tratar o efluente. Outras vantagens apresentadas são: a produção de biofertilizante, baixa produção de lodo, baixos custos de investimento e operação e descentralização do tratamento de efluentes.

De acordo com Oliveira e Higarashi (2006) é importante salientar que os biodigestores fazem parte do tratamento dos dejetos, porém, não devem ser vistos como uma solução definitiva, pois há limitações quanto à eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes. O aproveitamento do biogás como uma fonte energética natural agrega valores aos dejetos, podendo diminuir os custos com o tratamento.

5. METODOLOGIA

O presente trabalho dá continuidade ao projeto desenvolvido por Gusmão (2008), sendo realizadas pesquisas de campo no período do verão, em que ambos fizeram parte do projeto “Potencialidades da Contribuição de Santa Catarina na Redução de Gases Efeito Estufa através da Conversão de Metano em Dióxido de Carbono”, desenvolvido pelo Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina em parceria com a Fundação de Apoio à Pesquisa Científica do Estado de Santa Catarina (FAPESC) e apoio técnico da Embrapa Suínos e Aves. Os aspectos metodológicos (campo, laboratório, cálculos) deste estudo seguem os procedimentos que foram aplicados por Gusmão (2008), fazendo-se ajustes quando necessário.

5.1 LOCALIZAÇÃO DO ESTUDO

Neste trabalho foram avaliados 12 biodigestores no estado de Santa Catarina, sendo dez localizados em propriedades suinícolas no município de Concórdia, região Oeste, e dois localizados no município de Braço do Norte, situado na região Sul (Figura 10).



Figura 10. Localização das regiões estudadas.

Fontes: Adaptado, IBGE (2009); Mapa Interativo de Santa Catarina (2009).

Concórdia

O município de Concórdia está localizado nas coordenadas geográficas 27° 14' 2" ao Sul e 52° 1' 40" a Oeste, com uma altitude média de 550 m acima do nível do mar.

O clima é considerado superúmido e mesotérmico do tipo temperado. No verão a temperatura média é torno de 22°C, porém, é comum a ocorrência de forte calor, chegando a temperaturas de 30°C e 31°C. O inverno é frio, com temperatura média em torno de 13°C e a média das mínimas fica entre 6 e 9°C. Esse município está sujeito, durante todo o ano, a constantes invasões de frentes de origem polar, implicando bruscas mudanças de temperatura e sujeito a geadas (CONCÓRDIA, 2009).

Braço do Norte

O município de Braço do Norte está localizado nas coordenadas geográficas 28°16'45" ao Sul e 49°11'00" a Oeste, a uma altitude média de 27,66 metros acima do nível do mar. A temperatura média anual fica em 18,7°C.

O Clima é quente, podendo atingir temperaturas de 35°C, apesar dos ventos que sopram do norte. No verão são comuns as fortes chuvas, e no inverno o frio é acentuado, podendo atingir temperaturas de até 0°C, com fortes geadas e densas neblinas (BRAÇO DO NORTE, 2009).

5.2 IDENTIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DOS BIODIGESTORES ESTUDADOS

A identificação e a caracterização das propriedades com biodigestores foram apresentadas por Gusmão (2008). A identificação das propriedades em Concórdia foi realizada com o apoio da Embrapa Suínos e Aves e com a autorização da agroindústria na qual as mesmas estão integradas. Em Braço do Norte, o contato realizou-se por intermédio de estudos anteriores desenvolvidos pelos pesquisadores Henn (2005), Monteiro (2005) e Alves (2007), os quais fizeram parte do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC, em parceria com a EPAGRI e Embrapa Suínos e Aves.

Foi realizado um estudo de localização geográfica dos biodigestores (Tabela 11), via GPS, e o levantamento das características de dimensionamento e construtivas (Tabela 12) para cada biodigestor, as quais foram fornecidas pela agroindústria e/ou suinocultor.

Tabela 11. Localização geográfica de cada biodigestor.

Sistema de criação	Biodigestor	Localização GPS			Município
		Latitude (Sul)	Longitude (Oeste)	Altitude (m)	
CC	B1	28°13'57,3"	49°06'28,5"	416	Braço do Norte
	B2	28°14'13,43"	49°13'43"	290	Braço do Norte
UPL	B3	27°12'27,5"	51°52'36"	716	Concórdia
	B4	27°10'59"	51°53'59,6"	762	Concórdia
	B5	27°12'18,7"	52°5'49,5"	607	Concórdia
	B6	27°12'43,2"	52°7'22,5"	504	Concórdia
	B7	27°12'29,2"	52°7'58,6"	480	Concórdia
CT	B8	27°11'22,3"	52°09'01,7"	590	Concórdia
	B9	27°11'24,6"	52°06'29"	601	Concórdia
	B10	27°11'21,6"	52°06'33,3"	607	Concórdia
	B11	27°12'12,9"	52°06'58,5"	553	Concórdia
	B12	27°12'12,5"	52°07'11,1"	572	Concórdia

Tabela 12. Características dimensionais dos biodigestores.

Biodigestor	Comprimento (m)	Largura (m)	Profundidade (m)	Volume útil (m ³)	TDH (dias)
B1	-	-	4	90	30
B2	55	15	5	4.000	40
B3	19	9	3,2	413	40
B4	17	8	3,2	308	40
B5	19	9	3,2	413	40
B6	15	11	3,2	395	40
B7	17	8	3,2	308	40
B8	15	7	3,2	235	40
B9	15	7	3,2	235	40
B10	15	7	3,2	235	40
B11	16	6	2	123	40
B12	19	9	3,2	413	40

Dos biodigestores avaliados, dois (B1 e B2) pertencem ao sistema de criação Ciclo Completo (CC), cinco (B3 ao B7) fazem parte do tipo Unidade de Produção de Leitões (UPL)

e cinco (B8 ao B12) são do sistema Crescimento e Terminação (CT). A nomenclatura utilizada para cada biodigestor foi “B”, abrangendo do B1 ao B12.

Com exceção do B1, que apresenta a câmara de digestão em concreto e de formato circular (diâmetro de 6 m), os demais biodigestores são do tipo “lagoa anaeróbia coberta”, e apresentam a câmara de digestão constituída por lona de PVC e concreto, com seção de formato trapezoidal. O gasômetro (ou campânula), que armazena o biogás, é constituído por lona de PVC em todos os biodigestores.

Todos os biodigestores são seguidos por lagoas de armazenamento, em que o efluente permanece até ser aplicado como biofertilizante no solo. Essas lagoas são construídas com manta de PVC ou concreto. As tubulações que conduzem os dejetos para o biodigestor e na sequência para a lagoa de armazenamento são constituídas de PVC. O biogás armazenado no gasômetro é conduzido por uma tubulação de PVC ao queimador (*flare*). O B1 é o único biodigestor avaliado que não possui queimador para o biogás produzido.

A queima do biogás nestes biodigestores gera Reduções Certificadas de Emissões (RCEs) ou “créditos de carbono”, pois tais biodigestores estão inseridos em projetos de MDL.

Na propriedade correspondente ao biodigestor B1, o sistema de tratamento de dejetos é composto por uma unidade de homogeneização em que os dejetos são conduzidos por gravidade, sendo na sequência bombeado para o biodigestor e em seguida são encaminhados para a lagoa de armazenamento. O biogás produzido no B1 segue por uma tubulação conectada ao gasômetro, que o leva em direção ao selo hídrico (nível de água para manter a pressão no interior do biodigestor, quando ultrapassada a pressão da coluna d’água o gás é liberado) e quando liberado é eliminado diretamente sem aproveitamento ou queima (HENN, 2005; GUSMÃO, 2008).

A Figura 11 (a) mostra o biodigestor circular B1 e a lagoa de armazenamento do efluente (b); na Figura 12 é mostrada a saída do biogás com o selo hídrico no B1.



Figura 11. Biodigestor B1: (a) biodigestor; (b) lagoa de armazenamento do efluente.



Figura 12. Saída do biogás no B1 com o selo hídrico.

O biodigestor B2 (Figura 13) apresenta o maior volume entre os avaliados, o que está relacionado também ao maior número de suínos na propriedade.



Figura 13. Biodigestor B2.

Os biodigestores B3 ao B12 são todos pertencentes a um modelo padrão de configuração, tanto em relação à câmara de digestão quanto ao gasômetro e demais acessórios relacionados à queima do biogás; sendo diferentes apenas em função do volume de cada biodigestor. Os dejetos brutos ao serem descartados das instalações seguem por uma tubulação de PVC e são encaminhados, por gravidade, para uma caixa de passagem em que ocorre a entrada no biodigestor. Após a passagem pelo biodigestor, o efluente segue para a lagoa de armazenamento.

Na Figura 14 (a) é mostrado o biodigestor e a caixa de passagem dos dejetos brutos na entrada. Na Figura 14 (b) é mostrada a lagoa de armazenamento com a tubulação de entrada do efluente.



Figura 14. Biodigestor B5: (a) biodigestor e caixa de passagem; (b) lagoa e tubulação do efluente.

A Figura 15 (a) mostra o biodigestor B11 e a lagoa de armazenamento do efluente deste biodigestor. Na Figura 15 (b) é mostrada a tubulação que conduz o efluente correspondente ao B10 à lagoa.



Figura 15. (a) Biodigestor B11 seguido da lagoa; (b) detalhe da tubulação de efluente na lagoa do B10.

Com relação ao uso do biogás gerado pelos biodigestores, apenas o B1 libera diretamente para a atmosfera. No restante dos biodigestores é feita a queima do gás através de queimadores (ou *flares*) instalados junto aos biodigestores. Esses queimadores são acionados automaticamente quando a pressão no interior do biodigestor atinge 15 mm de coluna d'água. Somente no B2 o queimador é acionado pelo princípio de uma placa fotovoltaica. Na Figura 16 é mostrada a tubulação de biogás que sai do biodigestor (a) e o queimador (b).

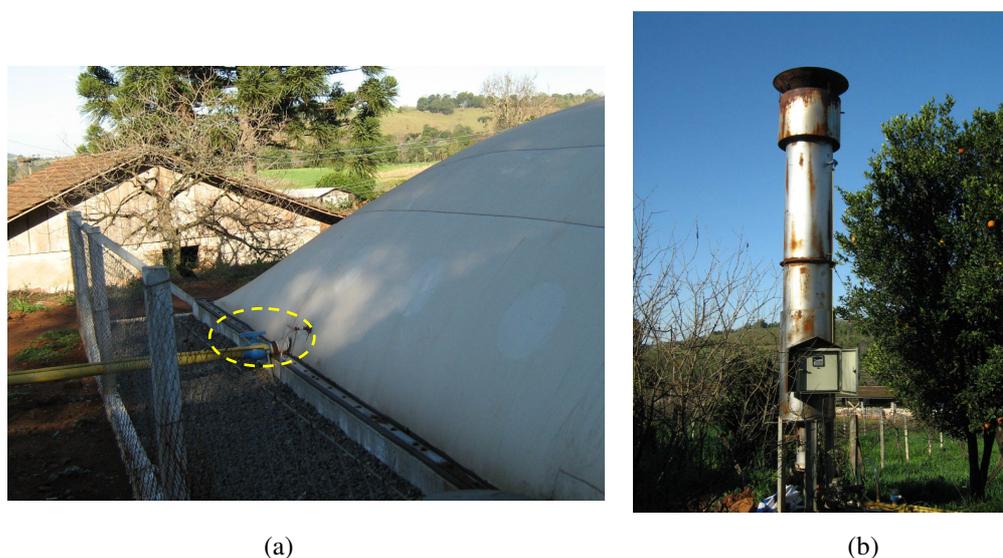


Figura 16. Biodigestor B10: (a) detalhe da tubulação de saída do biogás; (b) queimador do biogás.

Na Figura 17 é mostrado o biodigestor B8 e no detalhe o queimador do biogás produzido.



Figura 17. Biodigestor B8 e ao fundo o queimador.

5.3 COLETA DE DADOS

A coleta de dados em campo consistiu em realizar as amostragens relativas à composição e produção do biogás, além da coleta dos dejetos de suínos, afluente e efluente dos biodigestores para análise de determinados parâmetros *in loco* e outros posteriormente no laboratório.

A pesquisa de campo consistiu em três coletas. Foram realizadas coletas pontuais de dados, totalizando três visitas para cada biodigestor, uma em cada época do ano de 2008:

- ✓ Verão: coletas realizadas no final de Fevereiro e início de Março;
- ✓ Inverno: final de Junho e início de Julho;
- ✓ Primavera: final de Setembro e início de Outubro.

Em cada amostragem, foram avaliadas a composição e produção do biogás *in loco*, bem como a realização da coleta dos dejetos na entrada e saída de cada biodigestor, para posterior análise em laboratório. Os únicos biodigestores em que foram feitas apenas duas amostragens foram o B4 e o B12, tanto para o biogás quanto para o efluente líquido, os quais estavam com problemas operacionais e de manutenção no período do inverno.

5.3.1 Amostragens de biogás

a) *Composição do biogás: CH₄, CO₂, H₂S, O₂*

Para determinar os componentes do biogás foi utilizado o medidor de gases *Dräger X-am 7000*. Esse aparelho portátil foi utilizado para detectar e medir a concentração de

determinados gases (Figura 18). As leituras são obtidas através da detecção simultânea e contínua dos gases por meio de sensores independentes entre si.



Figura 18. Medidor de gases *Dräger X-am 7000*.

O aparelho é um detector modular em que foram utilizados quatro sensores: CH₄, CO₂, H₂S e O₂, onde cada um apresenta uma faixa de leitura conforme é mostrado na Tabela 13.

Tabela 13. Sensores de gases e suas respectivas faixas de concentração.

Gases	Faixas de concentração	Tipo de sensor
CH ₄	0 - 100%	Infravermelho
CO ₂	0 - 100%	Infravermelho
H ₂ S	0 - 1000 ppm	Eletroquímico
O ₂	0 - 25%	Eletroquímico

Para o gás chegar aos sensores é acionada uma bomba interna conectada a uma mangueira com comprimento de 50 cm. O aparelho registra os dados a cada 30 (trinta) segundos em um *datalogger*, em que após cada medição são transferidos para um microcomputador onde as leituras podem ser analisadas.

A leitura da composição do biogás era realizada durante trinta minutos, no período da manhã e igualmente no da tarde, gerando uma leitura de 60 (sessenta) dados para cada gás, em cada amostragem, e totalizando 120 (cento e vinte) dados para um dia, sendo esse considerado para o cálculo da média da concentração. Para a determinação da composição do biogás em cada biodigestor, foram considerados os valores da média aritmética dos dados obtidos para cada gás nos períodos de medição.

Pelo fato dos sensores de cada gás serem independentes entre si, e em função do erro de cada um, a soma de todos os gases detectados ultrapassava 100%, chegando a valores máximos de 110%. Deste modo, foi realizada uma correção, aplicando-se uma regra de três simples.

b) Velocidade e temperatura do biogás

Para obter as velocidades (m/s) e temperaturas (°C) do biogás foi utilizado um termo-anemômetro *Airflow* modelo *TA45* (Figura 19), é um aparelho portátil que detecta os parâmetros através de um sensor de fio quente. A haste que contém os sensores é posicionada perpendicularmente à passagem do fluxo de biogás.



Figura 19. Termo-anemômetro *Airflow TA45*.

As medições de velocidade e temperatura foram realizadas, nos dois períodos avaliados (manhã e tarde), antes e depois da leitura de composição biogás. Para os cálculos de vazão foi utilizada a média diária, ou seja, a média dos valores da manhã e tarde. A partir das medições de velocidade, foi calculada a vazão de biogás que passa por uma tubulação com diâmetro conhecido.

O termo-anemômetro também foi utilizado para medir a temperatura ambiente em cada local, antes e depois da leitura de composição do biogás nos períodos da manhã e tarde (da mesma maneira que foi feito para a temperatura do biogás), fazendo-se depois uma média.

c) Padronização dos procedimentos de medição dos parâmetros do biogás

O estudo realizado por Gusmão (2008) buscou padronizar as amostragens e medições de biogás nos diferentes digestores anaeróbios, devido à falta ou inadequada estrutura das instalações. Para isso, esta autora desenvolveu um sistema de tubulação padrão passível de ser adaptada nos pontos de amostragem, baseada na NBR 10701 (1989) - Determinação de pontos de amostragem em dutos ou chaminés de fontes estacionárias. Dessa forma, foi possível conectar o medidor de gases e o termo-anemômetro na tubulação dos biodigestores de forma a realizar a leitura padronizada em todos os reatores (Figura 20).

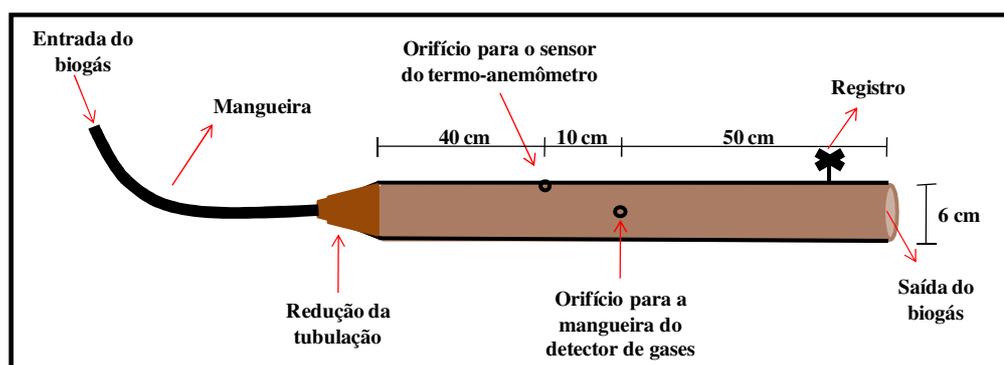


Figura 20. Representação esquemática da tubulação adaptada para a passagem e medição do biogás.

Fonte: GUSMÃO (2008).

A tubulação desenvolvida possui 1 m de comprimento e 60 mm de diâmetro externo, possível de ser conectada nas canalizações dos diferentes biodigestores de modo a padronizar todas as medidas referentes ao biogás (composição, velocidade e temperatura). Essa adaptação torna o fluxo laminar, diminuindo as interferências na leitura dos gases. A tubulação possui dois orifícios, um para conexão do sensor do termo-anemômetro, a 40 cm da extremidade inicial do tubo, e o outro em que é conectada a mangueira do medidor de gases, a 10 cm do primeiro. Além disso, foi utilizada uma mangueira plástica com 1,5m para fazer a conexão entre a saída do biogás canalizado do biodigestor e o sistema de adaptação feito para padronizar todas as medições (GUSMÃO, 2008). A Figura 21 (a) mostra a mangueira interligada à saída de biogás; e na Figura 21 (b) é mostrado o sistema de padronização junto à mangueira e o medidor de gases conectado.

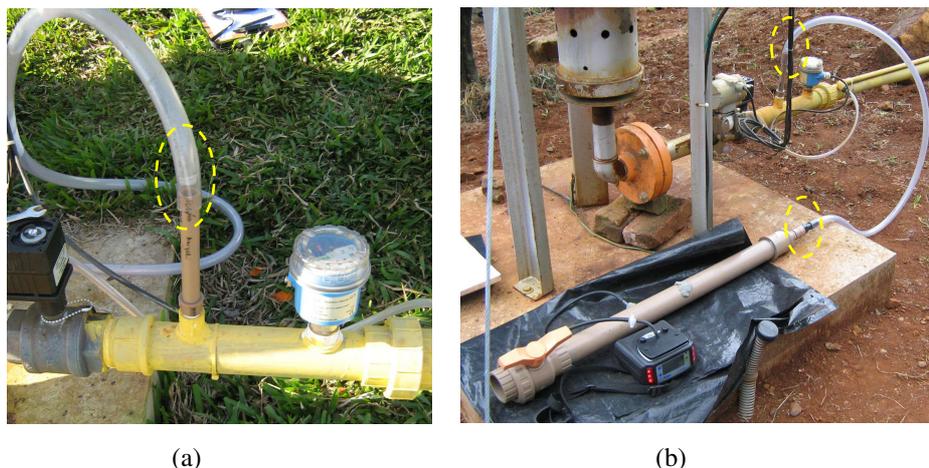


Figura 21. Sistema de adaptação: (a) conexão de saída do biogás interligada à mangueira; (b) sistema: tubulação e mangueira.

Na Figura 22 (a) é mostrado, em outro em ângulo, o conjunto do sistema de padronização das medições de parâmetros relativos ao biogás e em 22 (b) é mostrado o uso do termo-anemômetro.

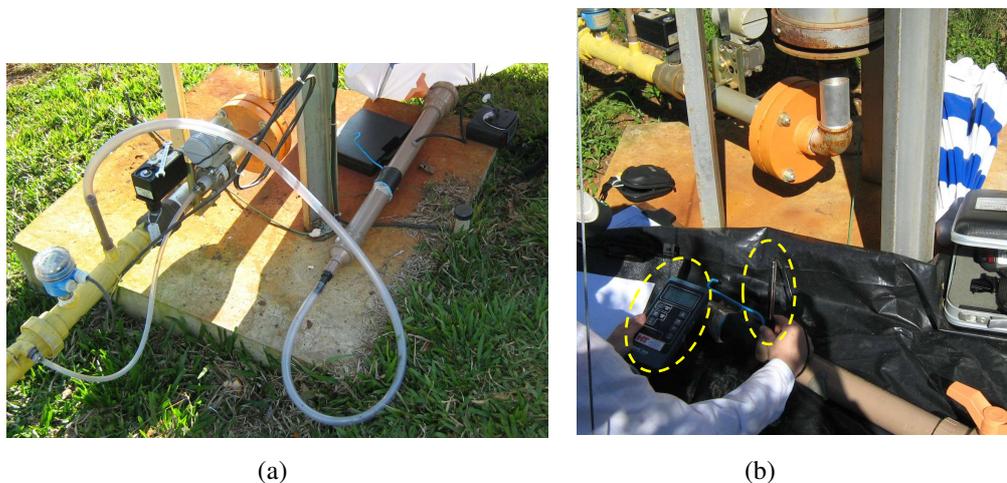


Figura 22. (a) Sistema de padronização das medições de biogás; (b) uso do termo- anemômetro no sistema.

5.3.2 Amostragem do efluente líquido

Foram coletadas amostras de dejetos afluente e efluente dos biodigestores para análises de parâmetros físico-químicos. Os parâmetros pH, potencial redox (mV) e temperatura (°C) foram medidos *in loco* por um pHmetro portátil de sonda conjugada, da marca *Hanna instruments*, modelo *HI991003*. Estes parâmetros eram medidos nos frascos de coleta.

Para analisar os demais parâmetros físico-químicos no laboratório, as amostras coletadas armazenadas eram acondicionadas em isopor com gelo e transportadas até o Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina. Os seguintes parâmetros foram analisados: Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos Totais (ST), e Sólidos Voláteis Totais (SV). A unidade utilizada para estes parâmetros foi g/L.

A coleta das amostras era feita no período da manhã, entre 08 e 10 horas, as quais eram coletadas em um recipiente de aproximadamente cinco litros, onde eram homogeneizadas. Deste volume, eram retiradas alíquotas que eram transferidas para frascos de plástico, com volume de 250 mL, para analisar ST e SV, e 100 mL para DQO. As coletas foram realizadas nos respectivos dias de medição do biogás em cada local. Todas as amostras foram congeladas antes de serem analisadas, e somente a fração para DQO foi acidificada para baixar o pH e permitir a preservação da amostra.

Foi realizada diluição das amostras para viabilizar a análise de DQO e a leitura no espectrofotômetro. Cada amostra foi analisada em duplicatas e utilizou-se o valor médio como resultado final. Os procedimentos das análises laboratoriais seguiram o *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005). A Tabela 14 apresenta uma descrição dos equipamentos utilizados no laboratório.

Tabela 14. Descrição dos equipamentos utilizados em laboratório.

	Equipamento	Descrição
DQO	Digestor	Marca HANNA instruments modelo HI839800 COD Reactor
	Espectrofotômetro	Marca HACH® modelo DR4000
	Forno mufla	Marca QUIMIS® modelo Q3182d24
SÓLIDOS	Chapa aquecedora	Marca VERTEX modelo DB II
	Estufa	Marca DeLeo modelo tipo 4
	Balança de precisão	Marca SHIMADZU modelo AY220

5.4 DESCRIÇÃO DOS CÁLCULOS EFETUADOS

5.4.1 Cálculo da vazão do biogás e metano

Para a obtenção de valores de vazão foram consideradas as variações de temperatura do biogás e pressão atmosférica local. O cálculo da vazão foi efetuado de acordo com a Equação 6, a qual considera as Condições Normais de Temperatura e Pressão (CNTP) recomendadas pela IUPAC e referenciadas por Mills et al. (1993). Esta equação também foi descrita nos trabalhos de Ensinas (2003) e de Gusmão (2008).

$$Q = (V \times A) \times \frac{273,15}{273,15 + T} \times P \quad (6)$$

Q - vazão de biogás (Nm³/s);

V - velocidade de saída do biogás (m/s);

A - área da seção de passagem do biogás (m²);

T - temperatura de saída do biogás (°C);

P - pressão atmosférica (bar).

A vazão calculada é considerada normalizada (Nm³/s), porém, foi adotada a unidade m³/s para representar tal vazão.

As vazões obtidas em m³/s foram convertidas em m³/h ou m³/dia, quando necessário. Para obter a vazão de metano produzido, basta multiplicar a vazão de biogás obtida para um determinado biodigestor pela concentração (%) de CH₄. Em todos os cálculos que envolvem a vazão e a produção específica de biogás, também foram efetuados para o metano.

Os dados referentes à pressão foram obtidos a partir dos registros das estações meteorológicas, do CIRAM / EPAGRI, mais próximas de cada local em que a produção de biogás foi observada.

5.4.2 Estimativa da produção de dejetos

Para estimar a produção de dejetos diária, seguindo o procedimento utilizado por Gusmão (2008), considerou-se o número total de matrizes existentes para o caso dos

biodigestores que compreendem aos sistemas de criação CC e UPL, e o número total de suínos nas propriedades com sistema CT. Foi utilizado o valor de 21,5 L/matriz.dia, para CC e UPL, valor médio obtido entre a de produção de dejetos de uma matriz em gestação e de outra em lactação, e para o sistema CT foi considerado uma produção de dejetos de 7 L/suíno.dia. Os valores utilizados para estimar a produção de dejetos foi baseado na literatura descrita por Oliveira et al. (1993), conforme citado na Tabela 2 (item 4.1.2).

5.4.3 Carga orgânica e carga orgânica volumétrica (COV)

O cálculo da carga orgânica foi feito de acordo com a Equação 7.

$$CO = \frac{C \times Q}{1000} \quad (7)$$

CO – Carga orgânica (Kg/dia);

C – Concentração do afluente ou concentração removida ($C_{\text{afluente}} - C_{\text{efluente}}$) em (mg/L)*;

Q – Vazão dos dejetos (m^3/dia).

* mg/L = g/ m^3 .

Para o cálculo da carga orgânica volumétrica aplicada é considerado o volume do biodigestor. A COV aplicada nos biodigestores, em função dos sólidos voláteis, foi estimada através da Equação 8.

$$COV = \frac{C \times Q}{V \times 1000} \quad (8)$$

Em que:

COV – Carga orgânica volumétrica ($\text{Kg}/\text{m}^3 \cdot \text{dia}$), considerando $\text{g}/\text{L} = \text{kg}/\text{m}^3$;

C – Concentração de SV afluente (mg/L);

Q – Vazão dos dejetos (m^3/dia);

V – Volume do biodigestor (m^3);

Para calcular a COV removida, basta aplicar a equação 8 para a concentração afluente e para a efluente, e posteriormente fazer a diferença entre as duas.

5.4.4 Eficiência de remoção de matéria orgânica

A eficiência de remoção de matéria orgânica nos biodigestores foi calculada para a DQO, Sólidos Totais e Sólidos Voláteis, através da Equação 9.

$$E = \left(\frac{C_a - C_e}{C_a} \right) \times 100 \quad (9)$$

Em que:

E – Eficiência de remoção (%);

C_a – Concentração afluente (g/L);

C_e – Concentração efluente (g/L).

5.4.5 Produção específica de biogás e metano

Produção específica de biogás/CH₄ em relação aos SV e à DQO

O cálculo da produção específica de biogás em relação às cargas orgânicas removidas, de SV e de DQO, foi efetuado de acordo com a Equação 10.

$$P_{esp.biogás} = \frac{CO}{Q_{biogás}} \quad (10)$$

Em que:

$P_{esp.biogás}$ – Produção específica de biogás (m³ biogás/kg SV_{remov}) ou m³ biogás/kg DQO_{remov});

CO - Carga orgânica de SV removida (Kg SV/dia) ou carga orgânica de DQO removida (Kg DQO/dia);

$Q_{biogás}$ – Vazão de biogás (m³ biogás/dia).

Produção específica de biogás/CH₄ em relação ao volume do biodigestor

O cálculo da produção específica de biogás em relação ao volume útil do biodigestor foi calculado de acordo com a Equação 11.

$$P_{esp.biogas} = \frac{Q_{biogas}}{V} \quad (11)$$

Em que:

$P_{esp.biogas}$ – Produção específica de biogás (m^3 biogás/ m^3 biodigestor.dia);

$Q_{biogás}$ – Vazão de biogás (m^3 biogás/dia);

V – Volume útil do biodigestor (m^3).

Produção específica de biogás/ CH_4 em relação ao número de suínos

O cálculo da produção específica de biogás em relação ao número de suínos foi calculado de acordo com a Equação 12.

$$P_{esp.biogas} = \frac{Q_{biogas}}{N} \quad (12)$$

Em que:

$P_{esp.biogas}$ – Produção específica de biogás (m^3 biogás/animal.hora);

$Q_{biogás}$ – Vazão de biogás (m^3 biogás/hora);

N – Número de matrizes (para sistemas CC e UPL) ou suínos (para CT).

5.4.6 Regionalização de parâmetros

Potencial de produção de biogás/metano

Este parâmetro foi estimado para os municípios de Braço do Norte e Concórdia, e também para o estado de Santa Catarina, considerando número efetivo de suínos de acordo com IBGE (2007), conforme apresentado no item 3.1.1.

O cálculo realizado foi baseado na média de produção específica de biogás e de metano por suíno, apresentada no sistema criação de suínos do tipo CT. Esta média foi multiplicada pelos respectivos efetivos de suínos dos municípios pesquisados e do Estado.

Parâmetros recomendados para a aplicação em projetos de biodigestores

Foram calculados três parâmetros considerando os dados obtidos:

- a) Carga orgânica volumétrica (COV) de sólidos voláteis aplicada (Kg SV/ m^3 . dia);

- b) Produção de gás metano em função da carga orgânica de SV removida ($\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{kg SV}_{\text{remov}}$);
- c) Produção de gás metano em função do número de animais ($\text{m}^3\text{CH}_4/\text{animal.dia}$).

Nos parâmetros descritos nos itens *a* e *b* foram considerados os biodigestores com melhor desempenho quando comparados com a literatura, e, a partir disto, foi realizada uma média entre estes valores (desconsiderando a separação por sistemas de criação e épocas do ano).

Com relação ao parâmetro apresentado no item *c* foram selecionados os biodigestores que apresentaram os valores mais elevados em cada sistema de criação nas respectivas épocas do ano, e a partir disto foi efetuada uma média geral.

5.5 ANÁLISE DOS DADOS

Para efetuar o tratamento dos dados, tanto do biogás quanto do efluente, foi utilizado o software *Microsoft Excel* para efetuar os cálculos, tabelas e gráficos, os quais constituem as ferramentas para expor e discutir os dados.

Foi utilizado também o software *Statistica 6.0* para fazer a análise descritiva e de variância dos dados de concentração de metano presentes no biogás, para os sistemas de criação de suínos nas diferentes épocas do ano.

A análise descritiva consiste em mostrar o comportamento da distribuição dos dados, neste caso, foi verificada a distribuição dos dados dos sistemas de criação (CC, UPL, CT) em cada época do ano (verão, inverno, primavera). Para isso, foram feitos os gráficos do tipo *box plot* (também chamados diagramas de caixa) que permitem observar a dispersão dos dados de cada grupo. O gráfico é dividido em quartis, apresenta mediana, máximo e mínimo (conforme apresentado na legenda dos gráficos), que ainda estão dentro do intervalo de confiança dos dados, além dos *outliers* (valores discrepantes). A “caixa” corresponde a uma faixa entre 25 e 75% dos dados e também a mediana (OGLIARI; PACHECO, 2004).

A análise de variância (ANOVA) é um teste de hipóteses que serve para verificar se há diferença entre as médias dos grupos (ou tratamentos). É baseado em duas hipóteses:

- ✓ H_0 : as médias dos tratamentos são todas iguais;
- ✓ H_1 : as médias dos tratamentos são diferentes.

O objetivo do teste é determinar a probabilidade (p) que permite aceitar ou rejeitar H_0 . Se $p > \alpha$, se aceita H_0 ; se $p < \alpha$, rejeita-se H_0 (OGLIARI e ANDRADE, 2004).

Nos casos em que há diferença significativa é realizado o teste de *Tukey* que faz uma comparação entre as médias para verificar quais diferem entre si. O *Tukey* é um teste de comparação múltipla, o qual é usado para determinar as diferenças significativas entre médias de grupos em uma análise de variância (OGLIARI; PACHECO, 2004). Considerou-se um nível de significância igual a 5% ($\alpha=0,05$), para verificar as diferenças significativas entre as concentrações de metano presentes no biogás.

6. RESULTADOS E DISCUSSÕES

A seguir serão apresentados os resultados obtidos em campo e em laboratório para cada biodigestor analisado, nos diferentes sistemas de criação de suínos, de acordo com as três épocas do ano avaliadas.

6.1 PRODUÇÃO ESTIMADA DE DEJETOS

O número de animais influencia diretamente no cálculo de produção de dejetos. Em uma granja é normal ocorrerem mortes e nascimentos de suínos ao longo do ano, no entanto, essa oscilação natural apresentou, de maneira geral, pouca influência no número total de animais nas granjas estudadas, conforme pode ser visto na Tabela 15. Por outro lado, o manejo dos animais apresenta influência direta no volume produzido no dia da coleta, como é o caso do B11, em que os animais da propriedade haviam sido enviados para o abate na coleta realizada na primavera, conforme pode ser visto na Figura 23, em que é mostrada a variação da vazão de dejetos para os biodigestores em cada época do ano, ficando em destaque o B2, que corresponde ao maior número de animais e produção de dejetos.

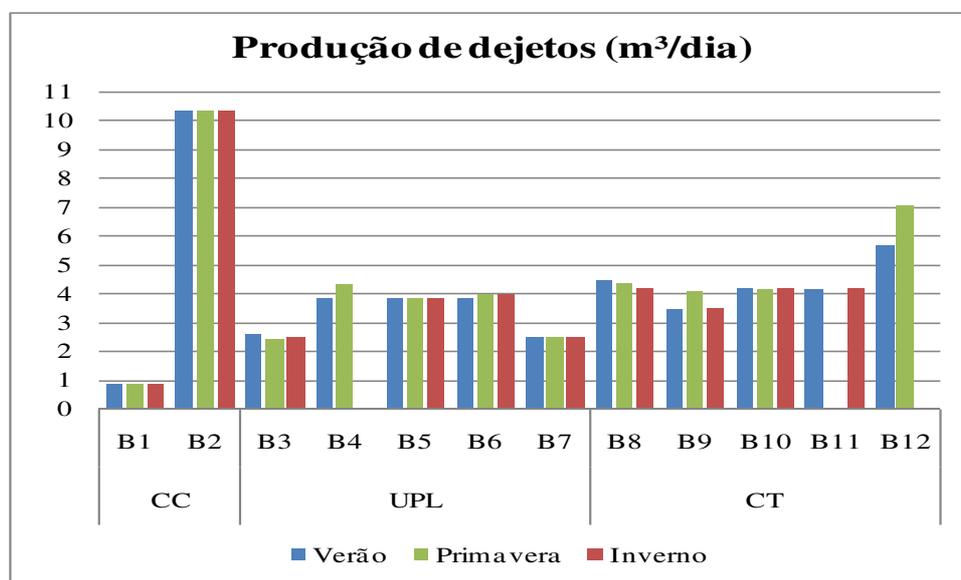


Figura 23. Vazão dos dejetos para cada biodigestor nas diferentes épocas.

Devido ao fato de não existirem hidrômetros instalados nas propriedades, não foi possível controlar o volume de água utilizado e a estimativa da vazão de dejetos para cada biodigestor foi realizada de forma teórica, baseada na literatura. A Tabela 15 mostra o número de animais, o sistema de criação e a vazão de dejetos que alimenta cada biodigestor,

conforme o cálculo teórico descrito no capítulo anterior (seção 5.4.2), considerando 7,0 L/suíno.dia para o sistema Crescimento e Terminação, e a média de 21,5 L/matriz.dia para os sistemas de Unidade de Produção de Leitões e de Ciclo Completo, conforme Oliveira et al. (1993). Apesar de graficamente não ficar evidente a diferença de vazão entre os mesmos biodigestores nas diferentes épocas avaliadas, foi possível notar que, no período do inverno, a consistência dos dejetos brutos se manteve menos líquida e as concentrações de matéria orgânica se mostraram mais elevadas, como será descrito mais adiante. A partir das observações feitas, nas características dos dejetos brutos, pode-se inferir que no período do inverno ocorreram menor consumo e desperdício de água, quando comparado com outras épocas do ano.

Outro fator que está associado ao volume de dejetos produzido é o tipo de bebedouro adotado nas granjas. Os bebedouros ecológicos, que não causam o desperdício de água, estão presentes nas granjas correspondentes ao B1, B3, B7, B10, B11 e B12. Em relação ao B4, B5 e B6, uma parte possui bebedouros ecológicos e a outra, os convencionais. Nas granjas em que estão presentes o B2, B8 e o B9 não há bebedouros ecológicos.

Em relação ao manejo dos dejetos, de acordo com um levantamento realizado por Gusmão (2008), as granjas correspondentes ao B3 e B5 possuem sistema de raspagem com água. Em relação ao B5, juntamente ao B6, B10, B11 e B12, existe piso com lâmina d'água em parte das instalações.

Tabela 15. Número de suínos e produção de dejetos correspondente aos biodigestores para cada época do ano.

Sistema de Criação	Biodigestor	Verão					Inverno					Primavera				
		Número de matrizes	Número de leitões	Número de animais	Produção de dejetos (L/h)	Produção de dejetos (m³/dia)	Número de matrizes	Número de leitões	Número de animais	Produção de dejetos (L/h)	Produção de dejetos (m³/dia)	Número de matrizes	Número de leitões	Número de animais	Produção de dejetos (L/h)	Produção de dejetos (m³/dia)
CC	B1	40	-	300	35,8	0,9	40	-	300	35,8	0,9	40	-	300	35,8	0,9
	B2	480	-	4800	430,0	10,3	480	-	4800	430,0	10,3	480	-	4800	430,0	10,3
UPL	B3	120	600	-	107,5	2,6	114	430	-	102,1	2,5	111	290	-	99,4	2,4
	B4	180	600	-	161,3	3,9	-	-	-	-	-	200	500	-	179,2	4,3
	B5	180	407	-	161,3	3,9	180	700	-	161,3	3,9	180	720	-	161,3	3,9
	B6	180	580	-	161,3	3,9	185	800	-	165,7	4,0	185	850	-	165,7	4,0
	B7	115	335	-	103,0	2,5	115	350	-	103,0	2,5	115	325	-	103,0	2,5
CT	B8	-	-	640	186,7	4,5	-	-	596	173,8	4,2	-	-	620	180,8	4,3
	B9	-	-	495	144,4	3,5	-	-	500	145,8	3,5	-	-	585	170,6	4,1
	B10	-	-	598	174,4	4,2	-	-	600	175,0	4,2	-	-	591	172,4	4,1
	B11	-	-	590	172,1	4,1	-	-	600	175,0	4,2	-	-	*	-	-
	B12	-	-	810	236,3	5,7	-	-	-	-	-	-	-	1010	294,6	7,1

*sem animais no período da medição

6.2 AVALIAÇÕES DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DOS DEJETOS DE SUÍNOS

6.2.1 Temperatura

A Figura 24 mostra as temperaturas médias do ambiente obtidas em campo, pontualmente, durante as medições, correspondentes ao local de cada biodigestor amostrado, sendo uma média entre o que foi registrado no período da manhã e da tarde. No verão, a temperatura ambiente variou de 22 a 30,7°C na localização dos biodigestores avaliados; no inverno de 18 a 26,8°C e na primavera de 20,8 a 26,2°C (Tabela A1 do APÊNDICE A). A primavera apresentou a menor amplitude de variação entre as diferentes épocas. Entre as três épocas do ano houve uma sobreposição no gráfico dos valores de temperatura na faixa entre 22 e 26°C.

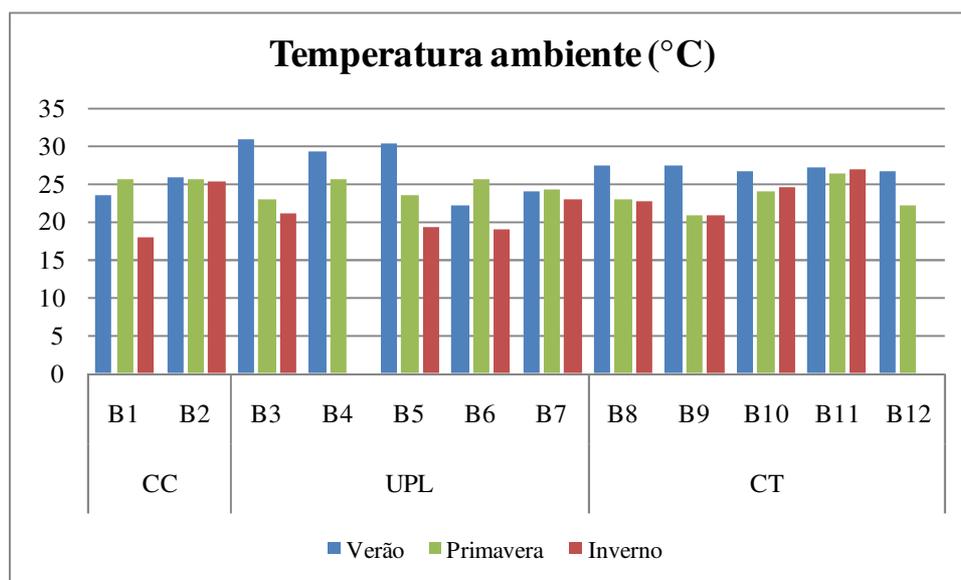


Figura 24. Temperatura ambiente para as diferentes épocas do ano em relação a cada biodigestor.

A Tabela 16 mostra as temperaturas médias ambientes, registradas pelas estações meteorológicas da EPAGRI/CIRAM, ao longo de cada época em que foram realizadas as coletas de campo. Os dados foram registrados nas estações de Concórdia e de Urussanga, sendo esta a mais próxima do município de Braço do Norte.

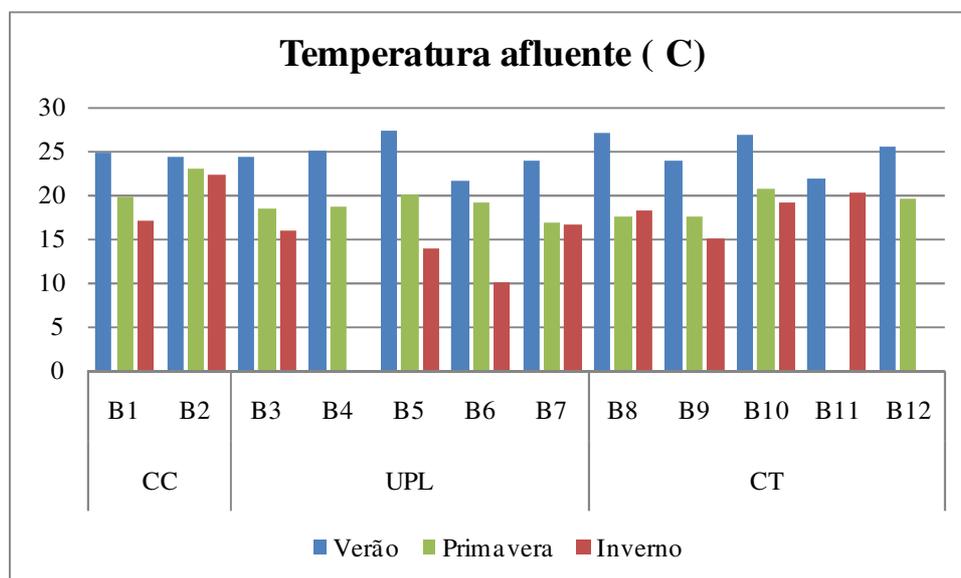
Tabela 16. Temperaturas médias registradas nas estações meteorológicas.

Período	Temperaturas médias (°C) - Estações meteorológicas	
	Concórdia	Braço do Norte*
Verão	22,3	23,2
Inverno	14,2	15,8
Primavera	16,8	18,4

*Dados da estação meteorológica localizada em Urussanga.

As temperaturas registradas *in loco* abrangem valores mais elevados das médias registradas nas estações meteorológicas apresentadas, isso é devido ao fato de não ter havido medições nos horários mais críticos, como à noite e durante a madrugada.

Em relação às temperaturas afluentes e efluentes dos biodigestores (Tabela A1 do APÊNDICE A), estas apresentaram um comportamento semelhante à temperatura ambiente registrada *in loco*, porém, assumiram valores inferiores devido ao fato das coletas serem realizadas no período da manhã, entre 8 e 10h. As Figuras 25 e 26 mostram as temperaturas afluentes e efluentes, respectivamente, para cada biodigestor.

**Figura 25.** Temperaturas afluentes de cada biodigestor para cada período analisado.

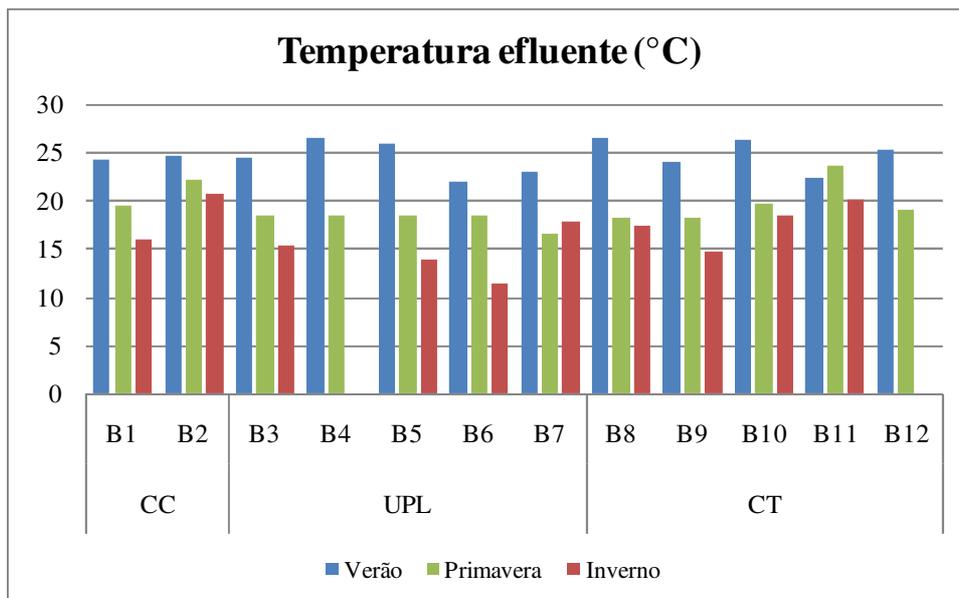


Figura 26. Temperaturas efluentes de cada biodigestor para as diferentes épocas do ano.

Na época do verão, as temperaturas afluentes oscilaram entre 21,7 (B6) e 27,3°C (B5), sendo esta faixa compreendida pela atividade microbiana anaeróbia mesófila, que de acordo com Lagrange (1979) varia entre 20 e 45°C e é a mais empregada na digestão anaeróbia. Segundo Belli Filho (1995), as condições ótimas para a digestão anaeróbia são obtidas na faixa mesófila entre 30 e 35°C. Porém, nos estados do sul do Brasil a temperatura média observada na biomassa de biodigestores é inferior, mantendo-se valores entre 20 e 25°C (OLIVEIRA, 2005).

No inverno, a temperatura mínima afluente foi de 10,1 (B6) e a máxima de 22,3°C (B2). Dessa forma, o desempenho da atividade anaeróbia conseguiu manter-se na estação mais fria do ano, pois a atividade enzimática das bactérias é estritamente dependente da temperatura, sendo, no entanto, muito fraca quando a temperatura está próxima a 10°C (LAGRANGE.1979). Alves (2007), estudando um biodigestor em Braço do Norte, obteve a temperatura mínima de 13,1 °C para os dejetos brutos, valor próximo à faixa mínima da época da primavera neste estudo. A atividade metanogênica ainda poderá manter-se, Massé; Masse; Croteau (2003) concluíram que os dejetos de suínos podem ser tratados a uma temperatura de 10°C, no entanto, será exigido um elevado volume do biodigestor, e estas temperaturas baixas causam efeitos temporários sobre o desempenho e estabilidade do processo, sendo possível recuperar com aumento da temperatura novamente.

Na primavera, a oscilação da temperatura da biomassa foi de 16,9 (B7) a 23°C (B2), sendo esta faixa semelhante à encontrado por Monteiro (2005), o qual monitorou por um período 246 dias o biodigestor B1 (no período de janeiro a setembro), em que a temperatura

mínima média para o afluente do biodigestor foi 16°C e a máxima de 26,6°C. O autor observou que apenas em duas coletas a temperatura ficou abaixo do 15°C, de modo que não houve uma interferência ao ponto de prejudicar a atividade anaeróbia.

No caso dos biodigestores avaliados, o TDH pode ser considerado elevado (cerca de 40 dias), com exceção do B1 (30 dias), o que garante a remoção da matéria orgânica e, conseqüente formação do biogás com boas concentrações de metano. Este fato foi também observado por Gusmão (2008) em sua pesquisa com biodigestores. Porém, o fator limitante no dimensionamento dos biodigestores, no caso de dejetos de suínos, é carga volumétrica de sólidos voláteis aplicada, levando em conta que a concentração de matéria no efluente produzido varia muito de uma granja para outra, o que influencia também no TDH de cada digestor.

Do mesmo modo, as temperaturas efluentes permaneceram nas seguintes faixas: na época do verão variou de 22 (B6) a 26,4 °C (B4 e B8); no inverno oscilou entre 11,3 (B6) e 20,7 °C (B2) e na primavera a faixa de variação foi de 16,6 (B7) a 23,5°C (B11).

As temperaturas tanto afluentes quanto efluentes, para os biodigestores estudados, permaneceram em média de 24°C no verão, 16°C no inverno e 19°C na primavera. Estes valores podem ser considerados como temperatura média da biomassa, pois são mantidos valores idênticos na entrada e saída de cada biodigestor. Monteiro (2005) também verificou que o comportamento das temperaturas, nas diferentes unidades do sistema que operou, não apresentou discrepâncias, obedecendo a uma constante muito semelhante. O mesmo autor destaca também a importância do clima em um sistema anaeróbio, pois, influencia diretamente na temperatura dos dejetos, devido à semelhança apresentada entre a evolução da temperatura do ambiente e dos dejetos.

6.2.2 Potencial Hidrogeniônico - pH

Os valores de pH, tanto afluente quanto efluente (Tabela A2 do APÊNDICE A), apresentaram-se em sua maioria dentro de faixa recomendada pela literatura, entre 6 e 8. As bactérias metanogênicas toleram valores de pH entre 6,6 e 7,6, com valor ótimo de 7,0 (LAGRANGE, 1979; MAUNOIR, 1992 apud BELLI FILHO, 1995). Em valores de pH inferiores a 6,2, ocorre rapidamente o aumento da acidez e a fermentação é interrompida (LAGRANGE, 1979). Em alguns casos ocorreram valores de pH superiores a 8,0 (máximo de 8,89 no B4) como foi o caso dos afluentes do B8 (verão), B2 e B7 (inverno), B3 e B4 (primavera), e dos efluentes B7 e B12 no verão. Estes valores mais elevados podem ter ocorrido devido a alguma substância que foi eliminada juntamente com os dejetos

(desinfetante utilizado nas instalações; resíduos de medicamentos); em função de algum componente presente na ração, ou também, para os valores efluentes, devido a problemas operacionais do biodigestor. A média geral do pH afluente dos biodigestores avaliados foi 7,65.

No verão, a faixa de pH afluente para os biodigestores amostrados foi de 6,46 a 8,43 em que este valor mais elevado foi observado no B8. Neste mesmo período, os biodigestores B1, B2, B6, B9, B10 e B12 atingiram a faixa ideal, de 6,6 a 7,6, recomendada pela literatura. Na época do inverno, os valores de pH variaram entre 7,13 (B10) e 8,73 (B2). Em relação à primavera, a oscilação foi de 6,76 (B7) a 8,89 (B4), e nos biodigestores B1, B5, B6 e B7 foram obtidos valores entre 6,6 e 7,6.

Henn (2005) e Monteiro (2005), monitorando o B1, obtiveram as médias de pH para o dejetos bruto iguais 6,6 e 6,75, respectivamente, as quais estão abaixo dos valores encontrados para o B1 neste estudo: 7,20 no verão, 7,77 na primavera e 6,89 o inverno. Este aumento pode estar relacionado com possíveis variações na composição da ração fornecida aos animais que influenciam a composição dos dejetos, ou devido a questões operacionais do biodigestor. Já Oliveira e Higarashi (2006), monitorando um biodigestor em escala real na região de Concórdia, obtiveram uma faixa de pH para o afluente entre 7,1 e 8,8, com uma média de 7,8.

Apesar das variações apresentadas, os valores médios para cada época do ano ficaram todos próximos à neutralidade: 7,45; 7,81 e 7,72, para verão, inverno e primavera, respectivamente. Nas Figuras 27 e 28 são mostrados os valores de pH afluente e efluente dos biodigestores para as diferentes épocas em que foram realizadas as medições.

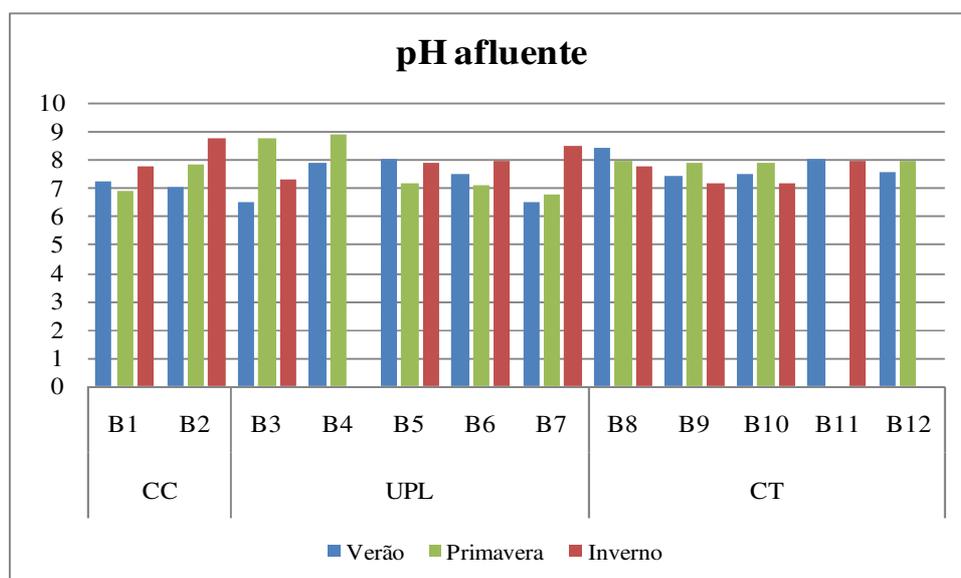


Figura 27. Valores de pH afluente aos biodigestores.

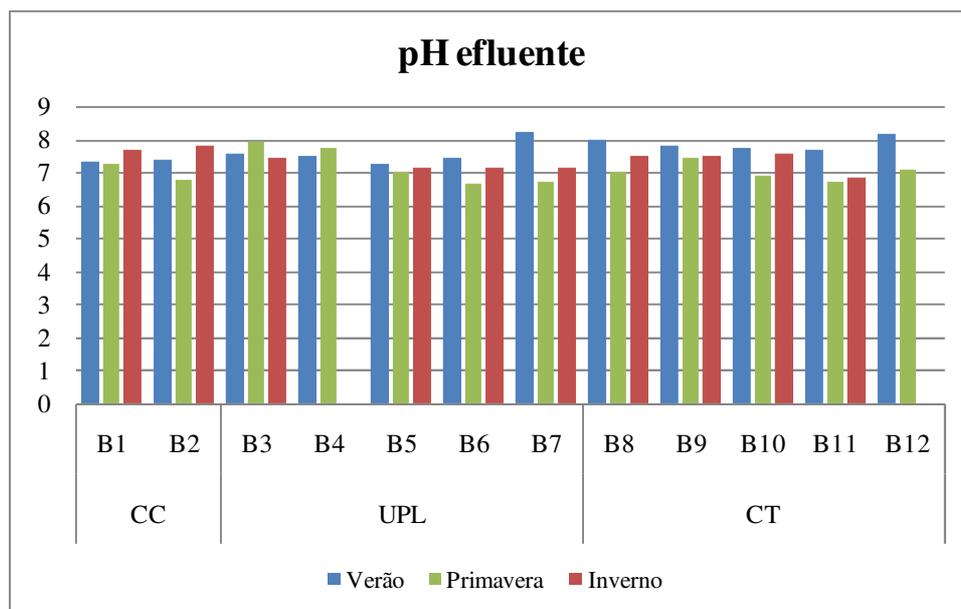


Figura 28. Valores de pH efluentes aos biodigestores.

Quanto ao pH efluente, no verão foram atingidos valores entre 7,24 (B5) e 8,21 (B7), nos biodigestores B1, B2, B3, B4, B5 e B6 os valores obtidos permaneceram entre 6,6 e 7,6. No inverno a faixa dos valores de pH ficou de 6,81 (B11) a 7,77 (B2), ou seja, muito próximos da faixa recomendada para a digestão anaeróbia e, próximos da neutralidade, sendo que o B1 e o B2 ficaram acima de 7,6. Oliveira e Higarashi (2006) encontraram uma faixa 7,2 a 7,6 para o efluente do biodigestor que observaram.

No período da primavera a variação de pH foi de 6,65 (B6) a 7,92 (B3), e, assim como no inverno, a maior parte dos valores se manteve próximo do recomendado em literatura, em que o B3 e o B4 ficaram acima de 7,6.

6.2.3 Potencial Redox (Eh)

Os valores de potencial redox obtidos nos diferentes biodigestores caracterizam a presença da atividade anaeróbia e condições propícias para o seu bom desempenho (Tabela A3, APÊNDICE A). As médias dos valores nas diferentes estações, tanto no afluente quanto no efluente, foram inferiores a -300 mV, e, em alguns casos chegaram a ser menores que -400 mV. Segundo Belli Filho (1995), as bactérias anaeróbias se reproduzem na ausência de oxigênio, em faixas de potencial redox que variam entre -40 e -400 mV. O valor mais baixo encontrado por Alves (2007) foi -93,7 nos dejetos brutos, o que indica a presença de anaerobiose.

A média encontrada para os afluentes dos biodigestores foi -369 mV. Os valores médios do afluente no verão, inverno e primavera foram respectivamente: -351, -372 e -387 mV. No período do verão, a variação de valores foi de -207 (B5) a -451 mV (B8); no inverno a faixa ficou entre -336 (B1) e -408 (B7); e na primavera foi de -305 (B1) a -437 mV (B2). Henn (2005), monitorando o B1, encontrou valores inferiores, uma média -23,3 mV. Da mesma forma, a faixa encontrada por Monteiro (2005) foi de -21 a +30 mV, em que autor justifica os valores mais elevados devido a inserção de oxigênio na caixa de passagem nos dias de vazões menores.

Quanto ao efluente, os valores médios obtidos nas três diferentes épocas do ano foram: -350, -337 e -327 mV para verão, inverno e primavera, respectivamente. No verão, no biodigestor B7 foi obtido um valor mais elevado de -71 mV, que pode ser atribuído a alguma interferência na amostragem, como homogeneização insuficiente do efluente no ponto de coleta (GUSMÃO, 2008). Com exceção do B7, nos demais biodigestores avaliados no verão, os valores ficaram entre -308 (B6) e -414 mV (B3). No inverno houve uma variação de -287 (B6) a -363 mV (B1). No período da primavera os valores ficaram entre -170 (B1) e -365 mV (B12), em que o B1 foi o único valor que ficou acima de -300 mV. Monteiro (2005) encontrou no efluente valores entre -75 e -8 mV, o que, segundo o autor, apresenta baixa anaerobiose.

De um modo geral os valores encontrados para o potencial redox garantem um bom desempenho, pois de acordo com Gerardi (2003), para a sobrevivência das bactérias anaeróbias e degradação do substrato, as maiores eficiências são alcançadas quando o potencial redox apresenta valores entre -200 e -400 mV.

6.2.4 Demanda Química de Oxigênio - DQO

Os valores da concentração de DQO afluente (dejetos brutos) apresentam variação elevada entre os biodigestores e entre as estações do ano avaliadas (Tabela B1, APÊNDICE B), conforme as variações que foram encontradas na literatura pertinente também. A média para os afluentes foi igual a 57,1 g/L. Na Figura 29 é possível visualizar esta variação entre os diferentes biodigestores através do gráfico apresentado.

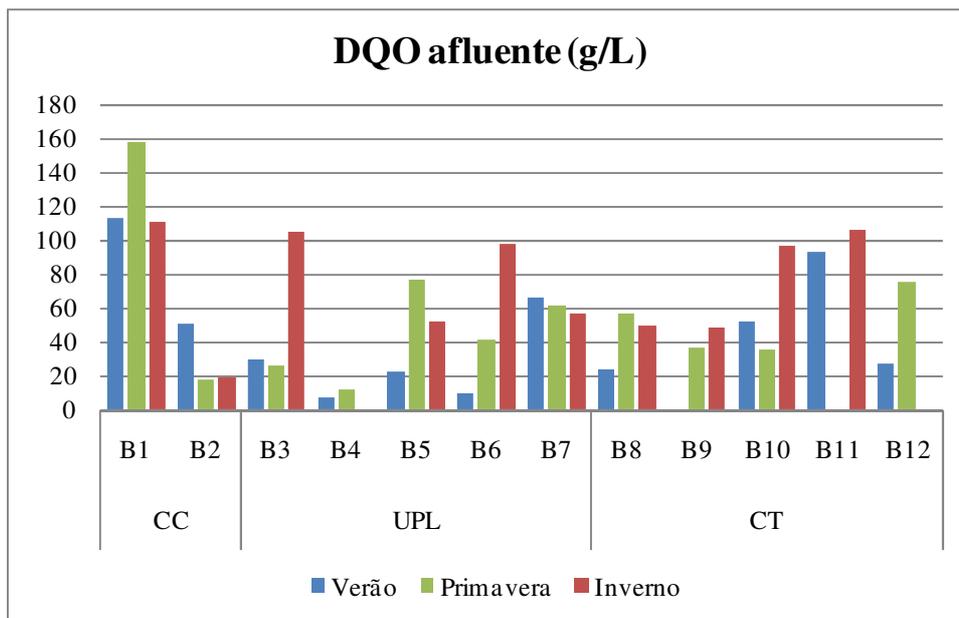


Figura 29. Concentrações de DQO afluente dos biodigestores.

Os biodigestores B1 e B2 (Tabela 17) fazem parte do sistema criação tipo Ciclo Completo (CC). No entanto, por se tratarem de dois biodigestores pertencentes propriedades suinícolas com características e manejo distintos, serão feitas apenas comparações entre ambos e não serão estabelecidos valores médios para o tipo de criação Ciclo Completo.

Tabela 17. Concentração de DQO afluente no B1 e B2.

Biodigestor	DQO afluente (g/L)		
	Verão	Inverno	Primavera
B1	112,46	110,59	158,10
B2	50,82	18,75	17,15

Foi possível verificar que as maiores concentrações de DQO corresponderam ao B1, que também apresentou, em campo, no momento da coleta, maior consistência no afluente (dejetos brutos), além da presença de fração sólida, quando comparado aos demais biodigestores. Esta característica é influenciada diretamente pela forma de manejo dos animais e dos dejetos, em que são utilizados bebedouros do tipo ecológico para evitar o desperdício de água. Além disso, o sistema de raspagem dos dejetos nas instalações diminui a utilização constante de água, ocorrendo uma maior concentração da matéria orgânica, o que é relevante para uma boa produção de biogás.

O biodigestor B1 sempre apresentou os valores mais elevados em todas as estações, sendo que na primavera (158,10 g/L) foi o maior de todos. Monteiro (2005), que monitorou o B1 num período de janeiro a setembro, chegou a encontrar valores de DQO afluente de 171

g/L, enquanto a média no período foi de 85 g/L, ficando abaixo das concentrações encontradas na presente pesquisa. O valor de pico observado pelo autor está acima dos obtidos neste estudo, este aumento ocorreu no início de decaimento das temperaturas (final de outono) no período de monitoramento, o que evidencia a influência da sazonalidade, principalmente em relação ao consumo de água. É importante destacar que as coletas realizadas neste trabalho foram pontuais, ao longo das três épocas avaliadas, o que diferencia da pesquisa de Monteiro (2005) que consistiu em um monitoramento com intervalos de tempo constantes.

No biodigestor B2 não há bebedouros ecológicos, o que faz com que os valores de concentração de DQO afluyente sejam de duas a dez vezes menores em relação ao B1, embora o número de suínos na granja correspondente ao B2 seja aproximadamente dezesseis vezes maior. Para o B2 a concentração de DQO diminuiu nas demais épocas, a partir do verão, o que pode estar relacionado a um possível aumento do consumo de água e/ou características do manejo das instalações de alojamento dos suínos, aumentando a diluição das concentrações. As concentrações do inverno e primavera ficam abaixo da máxima obtida Alves (2007) que foi 23,60 g/L, o qual monitorou um biodigestor localizado também em Braço do Norte.

Na Tabela 18 são mostrados os valores médios de DQO e o seu respectivo desvio padrão para os sistemas de criação tipo UPL e CT nas diferentes épocas do ano. Observa-se que as concentrações mais elevadas predominaram no inverno, período que pode ser caracterizado por menor desperdício de água, devido ao menor consumo por parte dos animais e menor frequência de higienização das instalações. Conforme já comentado anteriormente, as concentrações de DQO apresentam variações nos diferentes biodigestores e épocas avaliadas, que pode ser evidenciado pelos valores de desvio padrão apresentados na Tabela 18.

Tabela 18. Média e desvio padrão da DQO afluyente para os sistemas UPL e CT.

Sistema de criação	Período	Média DQO (g/L)	Desvio Padrão (±)
UPL	Verão	26,97	23,49
	Inverno	77,64	27,18
	Primavera	43,42	26,04
CT	Verão	48,68	32,16
	Inverno	74,74	30,41
	Primavera	51,08	18,92

Os valores de DQO afluente variaram de 7,59 (B4) a 112,46 g/L (B1) no verão. Valores envolvendo a concentração encontrada no B4 foram obtidos por Schoenhals, Frare e Sarmento (2007), em um sistema de criação também do tipo UPL situado na região Oeste do Paraná, os quais atingiram uma faixa entre 7,0 e 13,5 g/L de DQO; Fernandes e Oliveira (2006), em um trabalho realizado em escala-piloto na UNESP, obtiveram valores de DQO entre 7,5 e 11,6 g/L. Alves (2007), em um biodigestor em escala real para sistema de criação do tipo CC, encontrou valores na ordem de 12 g/L, acima do que foi encontrado para o B4. Pereira-Ramirez et al. (2004), analisando um reator UASB em Pelotas (RS), também obtiveram valores superiores, em média 9,7 g/L de DQO. No inverno, a DQO ficou entre 18,75 (B2) e 110,59 g/L (B1). Na primavera, os valores permaneceram na faixa compreendida entre 12,31 (B4) e 158,10 g/L (B1).

No sistema de criação tipo UPL, o valor mínimo e máximo da concentração de DQO no verão foram 7,59 (B4), e 65,74 g/L no B7, respectivamente, e a média encontrada foi de 26,97 g/L. No inverno, esta média elevou-se para 77,64 g/L, cujo valor é inferior a concentração média de 85 g/L encontrada por Monteiro (2005) operando um biodigestor em escala real, e ao valor obtido por Liu et al. (2009), que encontrou 89 g/L operando um reator anaeróbio em escala laboratorial. A faixa de variação da concentração de DQO do sistema UPL para o período de inverno foi de 52,22 (B5) a 104,59 g/L (B3). Para o B5, cujo valor igual a 52,22 g/L, a concentração foi superior aos valores obtidos por Massé, Masse e Croteau (2003), que operaram reatores em batelada e encontraram em torno de 48 g/L; e por Chae et al. (2008) que obtiveram cerca de 45 g/L, operando reatores anaeróbios de bancada.

Na primavera, os valores de DQO no sistema UPL variaram entre 12,31 g/L (B4) e 76,72 g/L (B5), com valores médios de 43,42 g/L. Essa média de concentração é muito próxima a obtida por Henn (2005), que operou um biodigestor em escala real, para o qual obteve o valor de 43,40 g/L. Gosmann (1997), avaliando sistemas de armazenamento de dejetos de suínos, encontrou uma concentração de 44,0 g/L para DQO. Oliveira e Higarashi (2006) realizaram um estudo durante os meses de novembro e dezembro no município de Concórdia, em que foram atingidos valores médios de DQO afluente de 42,5 g/L, aproximado da média do sistema UPL.

Em relação ao sistema de criação tipo CT, no verão a variação da concentração de DQO ocorreu entre 23,28 (B8) e 92,91 g/L (B11). O valor médio obtido para a concentração de DQO (46,68g/l) é próximo ao encontrado nos dejetos de suínos caracterizados por Massé, Masse e Croteau (2003), cujo valor foi 48,8 g/L. No período do inverno, os valores oscilaram entre 48,20 (B9) e 105,38 g/L (B11), e a concentração média de 74,74 g/L. Na época da

primavera, houve uma variação dos valores entre 35,40 (B10) e 75,35 g/L (B12) e a média encontrada foi de 51,08 g/L, havendo uma queda em relação ao período do inverno (74,74 g/L) e se aproximando à média obtida no verão (48,68 g/L).

A Figura 30 mostra a DQO efluente nos diferentes biodigestores nas diferentes épocas do ano.

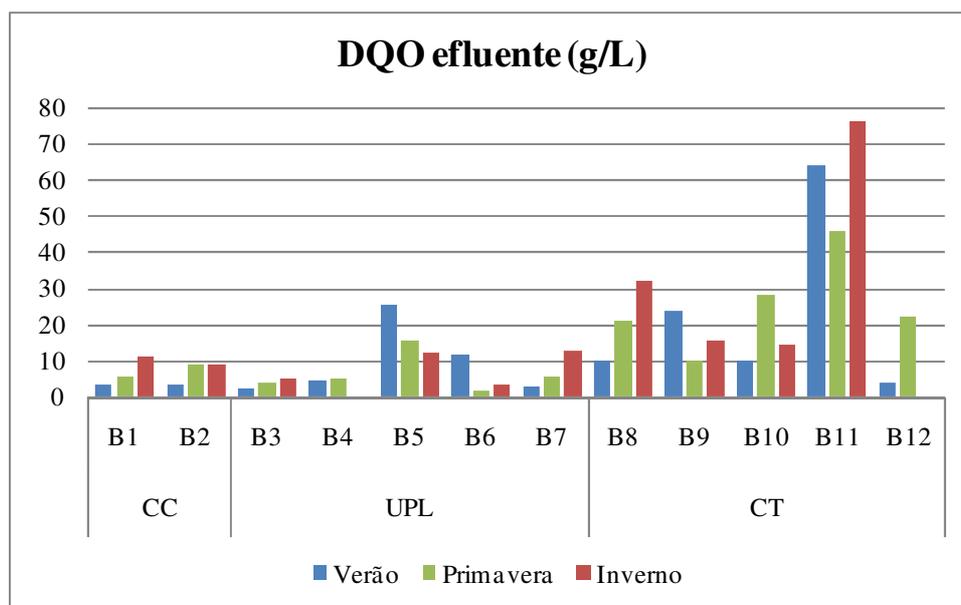


Figura 30. Concentrações de DQO efluentes dos biodigestores.

Quanto à DQO efluente, os valores mais elevados foram encontrados no B11, do sistema de criação tipo CT, com 64,08 g/L no verão e 76,17 g/L no inverno. Observa-se que neste biodigestor ocorreu também, as menores eficiências (superiores apenas do B10 na primavera) em termos de remoção da concentração de DQO, com 31% no verão e 27,7% no inverno. Considerando, para o B11, que as concentrações efluentes foram as mais elevadas no verão e no inverno e também as menores eficiências de remoção foram registradas neste período, pode-se supor que este biodigestor apresentou problemas operacionais relacionados ao desempenho da atividade anaeróbia. O período do inverno também apresentou a menor vazão de biogás e concentração de metano, para o B11, como será descrito em seções posteriores. Na primavera não foi possível calcular a eficiência devido ao fato da granja estar sem suínos (abate) há 15 dias e, por este motivo, o biodigestor B11 não estava sendo alimentado com dejetos brutos, porém, foi possível realizar as amostragens de biogás.

A menor eficiência encontrada para as épocas avaliadas bem como para os sistemas de criação ocorreu no B10 (CT) na primavera, em que a remoção de DQO foi de apenas 20%. O valor da DQO afluente no B10 foi mais baixo em relação às outras épocas, porém o efluente

apresentou valores de saída superiores caracterizando assim uma menor eficiência para remoção de DQO. No entanto, em relação a outros parâmetros (pH, Eh), não foram observados valores fora dos limites recomendados pela literatura. Foi obtida uma média geral para remoção de DQO em 72%. Na Figura 31 é apresentada a eficiência em termos de remoção de DQO nos biodigestores para as diferentes épocas.

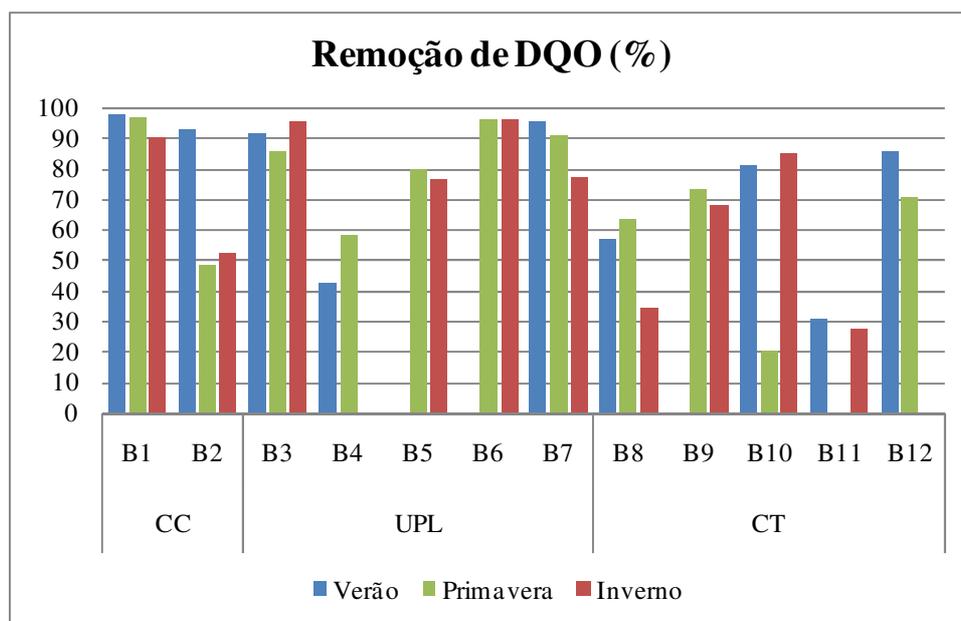


Figura 31. Eficiência de remoção de DQO.

Em relação ao sistema tipo UPL, as maiores eficiências foram obtidas no B3, B6 e B7, cujos valores foram acima de 90%, com exceção do B7 no período do inverno que foi 77,2%. As menores eficiências alcançadas foram em relação ao B4, com 42,4% no verão e 58,4% na primavera. No inverno, o menor valor o sistema UPL, foi no B5 (76,9%).

O biodigestor B1 apresentou eficiência de remoção entre 90 e 97% nas três épocas. Operando este mesmo biodigestor, Henn (2005) obteve uma média de remoção, durante o período de setembro a janeiro, em torno de 92%, já Monteiro (2005) observou eficiências de até 98% quando as temperaturas ambientes foram mais elevadas e em torno de 65% quando registradas as temperaturas mais baixas. Esta constatação pode justificar o fato de certos biodigestores desta pesquisa terem apresentado menores eficiências no inverno, devido à interferência da temperatura ambiente. No entanto, como neste trabalho foram feitas análises pontuais, pode haver outros fatores não diagnosticados que interferiram nestas constatações.

Já em relação ao B2, a maior eficiência foi obtida no verão (93,2%) ficando cerca de 52,1% e 48,3%, no inverno e primavera, respectivamente. Quanto à DQO efluente, para o B2, no verão foram encontradas concentrações médias de 3,41 g/L, aumentando para valores

próximos de 9 g/L nas demais estações, o que também justifica a queda na eficiência de remoção.

Quanto aos biodigestores B5, B6 e B9, estes não apresentaram eficiência de remoção no verão, conforme constatado por Gusmão (2008).

6.2.5 Sólidos Totais – ST

A concentração de ST apresentou valores mais elevados no período do inverno, da mesma forma que ocorreu com as concentrações de DQO. Este fato pode ser justificado pela menor ocorrência de desperdício de água no inverno, tanto pelos bebedouros quanto pela higienização das instalações em que os suínos se encontram alojados. A média atingida para o afluente foi 56,6 g ST/L.

O biodigestor B3 apresentou valores de ST aproximadamente sete vezes superiores no inverno, quando comparado às outras estações. Este fato pode ser atribuído ao descarte de resíduos sólidos da fabricação de ração junto ao afluente do biodigestor neste período.

A Figura 32 representa as concentrações de ST afluentes (Tabela B2, APÊNDICE B). Os dados faltantes referem-se ao B9 no verão, B4 e B12 no inverno e B11 na primavera.

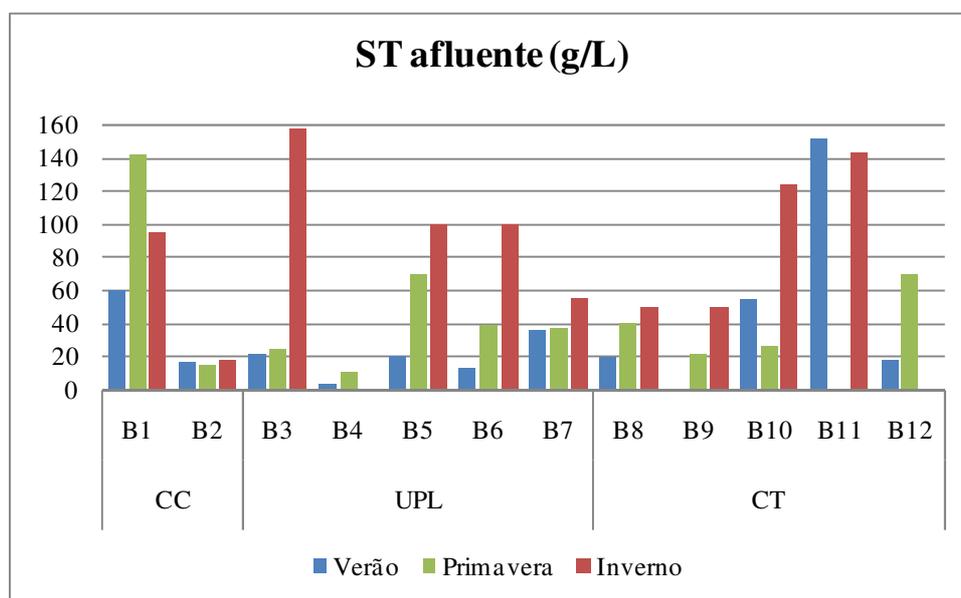


Figura 32. Concentrações de ST afluentes nos biodigestores nas diferentes épocas.

O B4 apresentou as menores concentrações de sólidos totais, 4,09 g/L e 11,09 g/L, tanto no verão quanto na primavera. No entanto, mesmo a menor concentração obtida no B4 é superior ao que foi encontrado por Ndegwa et al. (2007), nos dejetos brutos analisados em seu experimento (reator de bancada em batelada), cujo valor foi de 3,56 g/L. Outros autores, em

diferentes experimentos, encontraram concentrações nos dejetos brutos que estão dentro da faixa de variação obtida no B4; Pereira-Ramirez et al. (2004) obteve 7,4 g/L, e, Alves (2007) encontrou uma concentração média de ST correspondente a 8,5 g/L em um experimento em escala real. No inverno, o menor valor obtido corresponde ao B2, com 17,73 g/L, aproximado ao valor alcançado por Medri (1997) igual a 17,24 g/L, e superior a 14,32 g/L encontrado por Cazarré (2000). A baixa concentração de sólidos pode estar relacionada a uma diluição que é perceptível nos dejetos produzidos, devido ao uso inadequado da água nas instalações e pelo fato de não haver bebedouros ecológicos.

Os valores mais elevados em cada época foram encontrados no B11 no verão, B3 no inverno e B1 na primavera, com 152,18 g/L, 158,65 g/L e 142,17 g/L, respectivamente, os quais são inferiores ao valor máximo encontrado por Monteiro (2005), ao monitorar o B1, que encontrou 191 g ST/L. Esses valores, mais elevados em relação aos demais, podem estar relacionados com o manejo de água nas instalações, sendo que nas granjas correspondentes aos três biodigestores há somente bebedouros do tipo ecológico, os quais evitam o desperdício de água, tornando a concentração afluyente menos diluída.

As grandes variações nas concentrações de ST são encontradas na literatura e podem estar associadas principalmente ao manejo e uso da água nos sistemas de criação de suínos. Como já mencionado anteriormente, os biodigestores B1 e B2 possuem características das propriedades suinícolas bem distintas, tanto em relação ao número de animais quanto ao manejo adotado, apesar de ambos serem do sistema de criação tipo CC.

Dos dez biodigestores avaliados, observou-se que em nove destes houve aumento da concentração de ST no inverno, baseado no que foi encontrado no verão. Na primavera, esse aumento ocorreu em oito biodigestores, e em apenas um em relação ao inverno, o que evidencia a probabilidade do menor consumo de água nos períodos mais frios.

Quanto ao efluente, o predomínio dos valores mais elevados de ST foi observado no B11. Assim como os valores ST afluyente, as concentrações de ST efluente (Figura 33) foram mais elevadas no período do inverno, com destaque para o B11 seguido pelo B8, cujos valores em eficiência de remoção foram de 50,1% e 35,5%, respectivamente. Porém a menor eficiência de remoção de ST ocorreu no inverno e foi 15,7% para o B2, o que pode ser caracterizado pela maior diluição do dejetos bruto em relação aos demais biodigestores que apresentaram, em geral, o afluyente menos diluído nessa época do ano. Esta observação foi feita no momento das coletas das amostras, tanto pela consistência dos dejetos quanto pela coloração. A diluição observada no afluyente do biodigestor indica uma menor concentração de sólidos, o que influencia o desempenho do mesmo para a remoção da matéria orgânica.

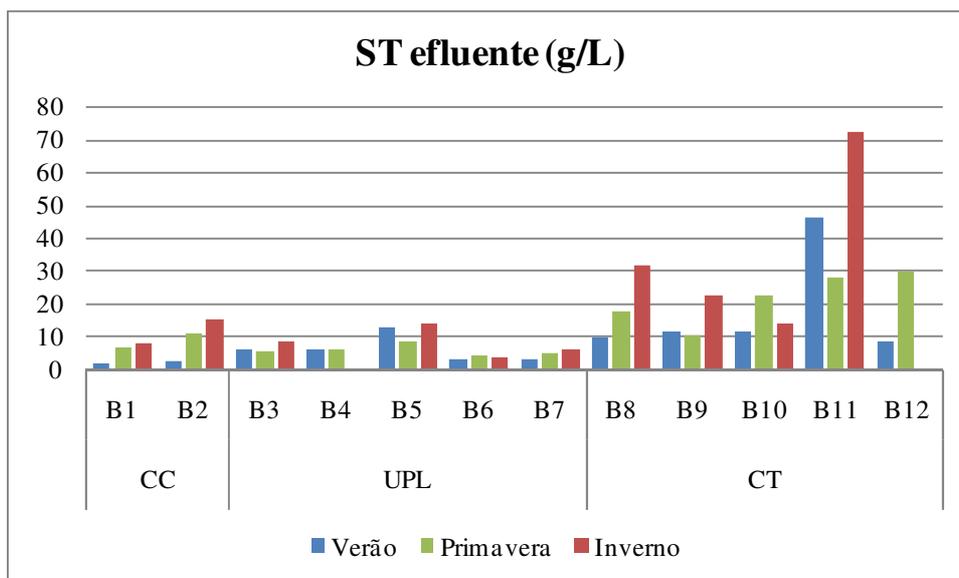


Figura 33. Concentrações de ST efluentes nos biodigestores nas diferentes épocas.

Observa-se que no verão a menor eficiência (Figura 34) foi de 38,9% (B5), enquanto no inverno e na primavera foi de 15,7% (B2) e 17,3% (B10), respectivamente. No caso do B5 é possível observar que a concentração de ST afluente foi menor em relação às outras estações, ou seja, houve diminuição na carga de sólidos e, por conseqüência, isso interferiu na eficiência de remoção do biodigestor. Em relação ao B2, conforme já explicado, pode-se atribuir uma maior diluição dos dejetos brutos nas épocas do inverno e primavera. No B10, o que ocorreu foi o mesmo fato do B5 (decréscimo da concentração de sólidos). É possível notar, em alguns casos, que quando ocorre uma diminuição na concentração afluente (ou carga), há um decréscimo na eficiência do sistema.

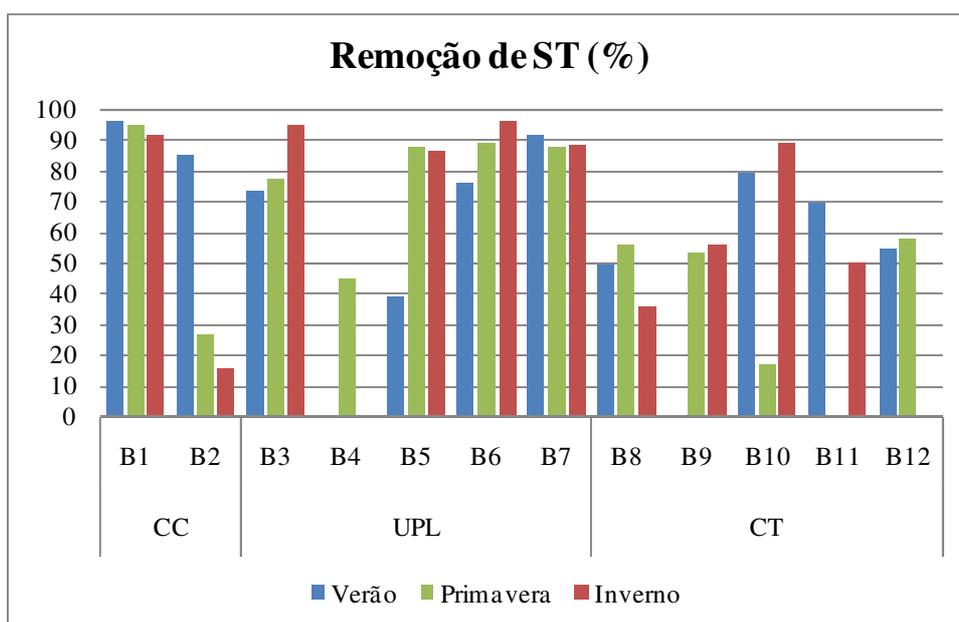


Figura 34. Eficiência de remoção de ST nos biodigestores nas diferentes épocas.

O sistema que se mostrou mais eficiente em todas as épocas foi o B1, com eficiências acima de 90%, e ainda superiores às obtidas por Henn (2005) e Monteiro (2005) que operaram este biodigestor com eficiências de remoção de 88 e 85%, respectivamente. O aumento da eficiência pode ser atribuído a uma melhor adaptação da biomassa presente, e também pelo aumento das concentrações médias de ST no afluente, sendo, dessa forma, as cargas aplicadas superiores.

Os biodigestores B3 e B6 apresentaram eficiências acima de 73% no decorrer das três estações, e no B7 os valores de remoção de ST foram superiores a 87% em todas as épocas. Alves (2007), operando um biodigestor em escala real obteve uma faixa de eficiências médias com valores inferiores, entre 62 e 74%. A média geral das eficiências de remoção atingidas, nos biodigestores avaliados, é igual a 68%.

O B2 apresentou uma elevada remoção de ST no verão (85,1%), aproximadamente cinco vezes maior que nas demais estações. Na remoção de DQO também houve uma maior eficiência no verão. Como o afluente demonstrava estar diluído em relação aos demais, apresentou uma baixa concentração de matéria orgânica, que dificultou a atividade anaeróbia, principalmente nos períodos de menores temperaturas.

6.2.6 Sólidos Voláteis – SV

As variações das concentrações de SV (Tabela B3, APÊNDICE B) têm relação às oscilações de ST. Da mesma forma que ocorreu nas concentrações afluentes de DQO, os valores de ST e SV sofreram variações entre os biodigestores analisados. Na Figura 35 é mostrado o gráfico com as concentrações de SV afluente, cuja média é 40,4 g/L.

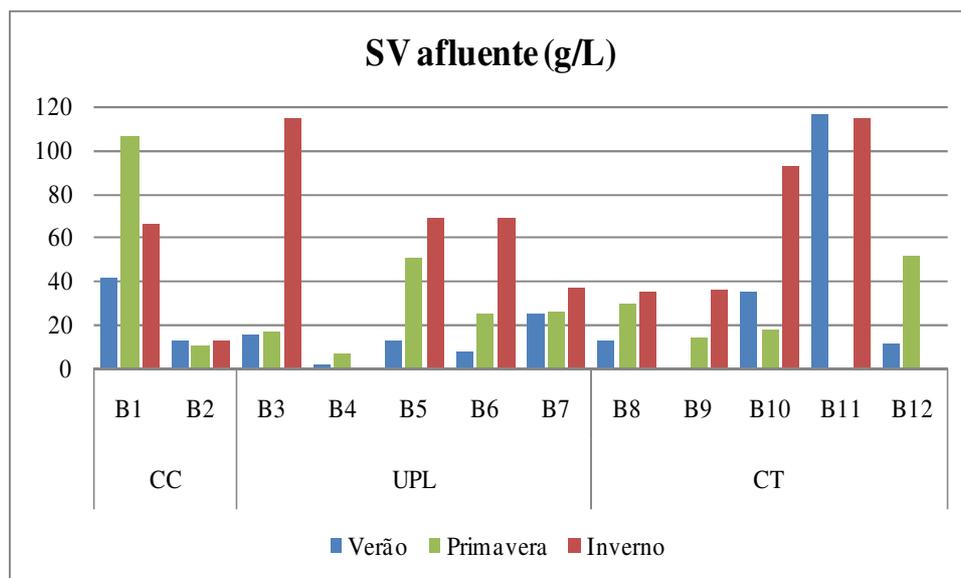


Figura 35. Concentrações de SV afluente dos biodigestores.

Quanto ao sistema de criação tipo CC (Tabela 19), as concentrações de SV obtidas no B2 ficaram numa faixa entre 10 e 13 g/L ao longo dos três períodos estudados, próximos aos valores médios obtidos nos afluentes dos experimentos realizados por Medri (1997) e Cazarré (2000) que foram em torno de 10 g/L, para estudos com lagoas de estabilização. Magbanua Jr., Adams e Johnston (2001) obtiveram 9,4 g/L na caracterização dos dejetos brutos para um experimento de bancada, e os pesquisadores Massé, Masse e Croteau (2003) encontraram 12,5 g/L. No B1 o valor máximo encontrado foi de 106,76 g/L no período da primavera, em função das adequadas condições de manejo e uso da água, porém, esta concentração é inferior ao valor máximo de SV encontrado por Monteiro (2005) monitorando este mesmo biodigestor, cujo valor foi 166 g/L.

Tabela 19. Concentração de SV afluente no B1 e B2.

Biodigestor	SV afluente (g/L)		
	Verão	Inverno	Primavera
B1	41,01	66,48	106,76
B2	12,50	13,03	10,15

A Tabela 20 apresenta os valores médios da concentração dos SV afluente e o desvio padrão, para os sistemas de criação tipo UPL e CT nas diferentes épocas do ano. É possível notar que a maior concentração ocorre no período do inverno e a menor no verão. As médias correspondentes ao período do inverno, 72, 18 g/L (UPL) e 69,52 g/L (CT), são superiores a faixa recomendada por Oliveira (2005) que corresponde a uma concentração de SV entre 55 e

65 g/L. O bom desempenho de um biodigestor em relação à produção do biogás depende da concentração de sólidos voláteis existente, os quais são diretamente responsáveis pela produção de biogás, sendo que quanto maior a concentração de SV na alimentação diária do biodigestor, maior será a capacidade de produção do biogás (OLIVEIRA; HIGARASHI, 2006).

Tabela 20. Média e desvio padrão de SV afluyente para UPL e CT.

Sistema de criação	Período	Média SV (g/L)	Desvio Padrão (±)
UPL	Verão	12,60	8,35
	Inverno	72,18	32,23
	Primavera	24,77	16,21
CT	Verão	44,12	49,57
	Inverno	69,52	40,24
	Primavera	28,08	17,08

Assim como nas concentrações de ST, os valores médios de SV no período do inverno foram os mais elevados tanto para UPL quanto para CT, e o desvio padrão mostra a oscilação entre os diferentes biodigestores para as respectivas épocas e sistemas de criação. Esta oscilação de concentração de SV é justificada pelas diferentes características de manejo dos dejetos brutos, o uso da água e o fato das amostragens serem pontuais, porém, da mesma forma que na literatura também são encontradas variações de resultados.

Foram registrados no B4, do sistema UPL, valores de SV afluyente de 2,27 g/L no verão, inferior ao registrado na pesquisa de Ndegwa et. al. (2008) que foi 2,75 g/L para um experimento com reator de bancada. Na primavera, no B4, foi obtido o valor 6,34 g/L, o qual é superior à concentração encontrada por Alves (2007), que foi 5,30 g SV/L em seu estudo; e a 5,12 g/L obtido por Sánchez et. al. (2005) ao caracterizar o dejetos bruto que seria utilizado em um UASB em escala de laboratório.

O valor máximo de SV obtido no sistema UPL, no verão, foi 24,54 g/L (B7). Este valor, no entanto, é inferior ao obtido por Henn (2005) que foi 25,20 g/L e por Gosmann (1997), em sua pesquisa com lagoas de armazenamento, que encontrou 26 g/L. No inverno, a concentração máxima no sistema UPL chegou a 114,90 g/L (B3), valor mais elevado em relação aos demais. Na época da primavera, no sistema UPL, a concentração chegou a 50,15 g/L (B5), valor superior ao obtido nos dejetos brutos caracterizados por Liu et al. (2009), em escala de laboratório, que foi 49,90 g/L; e inferior às médias encontradas por Monteiro (2005), igual a 53 g/L, e por Oliveira e Higarashi (2006) cujo valor foi 56,3 g/L.

No sistema CT, os valores mais elevados foram registrados em relação ao B11, semelhante à concentração do B3 no inverno, atingindo concentrações de 116,66 g/L no verão e 114,34 g/L na época do inverno. No B12 na época do verão foi obtida uma concentração de 11,34 g/L e no B9, na primavera foi encontrado 13,57 g/L, valor próximo à faixa obtida no B2.

Em relação às concentrações efluentes, os valores mais elevados foram encontrados no B11 (Figura 36) com 29,92 g/L no verão e 45,70 g/L no inverno, os quais estão acima da maior parte das concentrações de SV afluentes dos biodigestores estudados. Os biodigestores B1 e B2 atingiram concentrações no verão de 0,76 e 0,95 g/L, respectivamente.

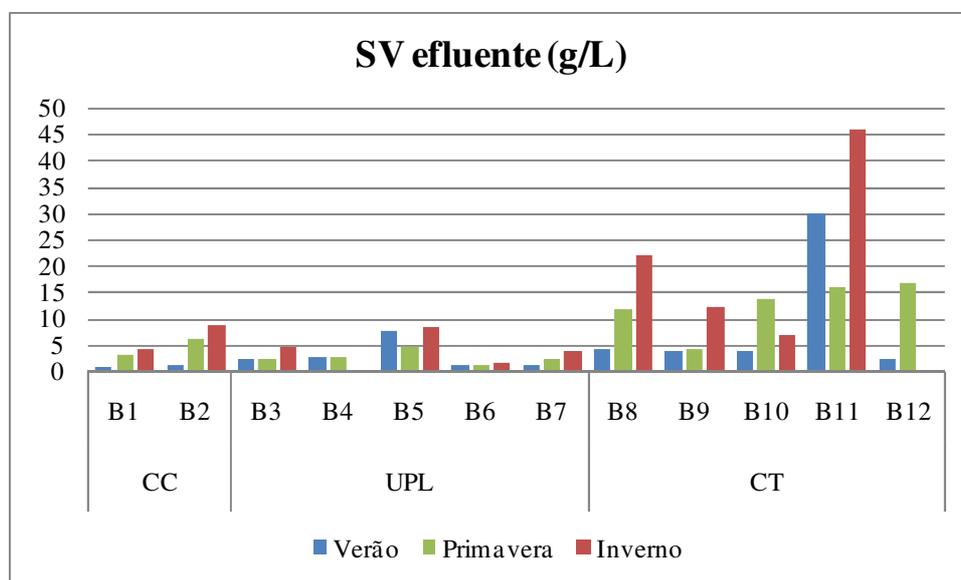


Figura 36. Concentrações de SV efluentes dos biodigestores.

A remoção de SV é fundamental para conversão da matéria orgânica em metano, e, conseqüentemente para formar um biogás de boa qualidade. É possível observar que alguns casos (B3, B5, B6, B10) a remoção foi maior nos períodos do inverno e da primavera, o que pode estar relacionado novamente com o menor desperdício de água nestas épocas e, conseqüentemente, maior concentração de matéria orgânica nos dejetos. A média das eficiências de remoção atingiu 75,5%.

O biodigestor B1, novamente, manteve a eficiência de remoção entre 94 e 98% nas diferentes épocas do ano, valores superiores ao encontrado por Henn (2005) que obteve 92%. O B2 conseguiu atingir uma eficiência de 92% no verão, decaindo para a faixa de 33 a 40% nos períodos do inverno e primavera. Como os dejetos afluentes ao B2 possuem características de diluição, é possível que nas épocas de menores temperaturas o biodigestor tenha apresentado menores eficiências de remoção, já que as cargas de SV afluentes se

mantiveram praticamente constantes. A Figura 37 representa a eficiência de remoção de SV. Os dados faltantes no gráfico correspondem ao B4 e B9 no verão (não apresentaram eficiências para SV), B4 e B12 no inverno (não foi avaliado devido a problemas operacionais), e, B11 na primavera (não possível analisar o efluente do biodigestor).

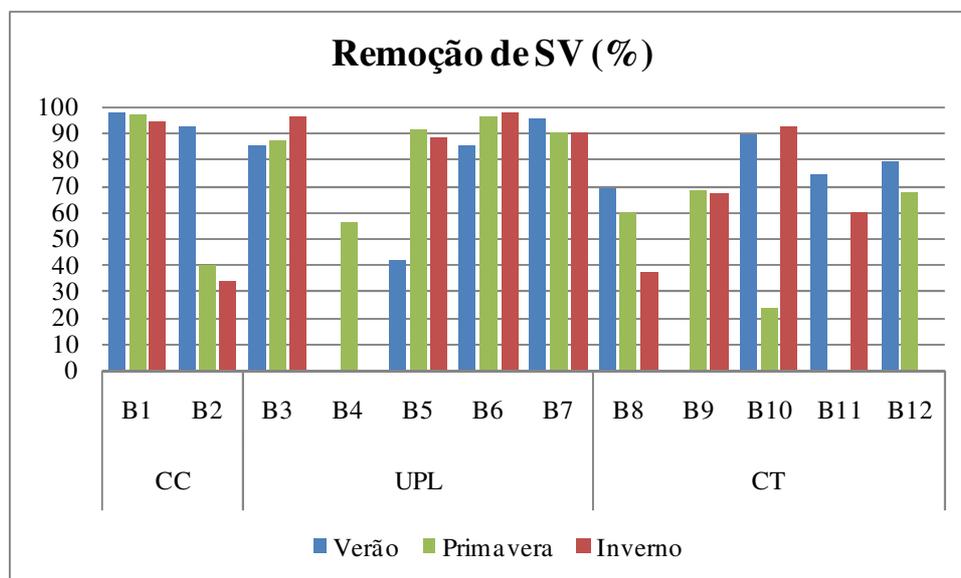


Figura 37. Eficiência de remoção de SV nos biodigestores.

No sistema de criação tipo UPL, a média de remoção mais elevada de SV foi 92,8% na época do inverno, ficando entre 76 e 84% para as demais épocas, sendo esta faixa superior a obtida por Alves (2007) 63,5 a 78% em sua pesquisa com biodigestor. No Sistema UPL, no verão, a eficiência variou de 42,1% (B5) a 95,6% (B7). Já no inverno, as eficiências de remoção para o sistema UPL ficaram acima de 87% para todos os biodigestores analisados, ou seja, superiores à eficiência média obtida por Monteiro (2005) que foi 87%. Na primavera, a faixa de variação ficou entre 56,5% (B4) e 96,1% (B6).

Da mesma forma que as concentrações de matéria orgânica variaram, as eficiências de remoção também oscilaram entre os diferentes biodigestores. No sistema de criação tipo CT, a maior eficiência média de remoção de SV foi obtida no verão chegando a 77,8%. No inverno, a média de remoção foi de 64,2% e na primavera 54,8%, para o sistema CT. No verão variou de 68,7% (B8) a 89,4% (B10); no inverno a remoção ficou entre 37,2% (B8) e 92,2% (B10) e na primavera, oscilou de 23,6% (B10) a 67,9% (B9). É possível observar que no B10, o qual atingiu a máxima eficiência no inverno, houve um decaimento para a menor eficiência na primavera, este fato foi acompanhado pela diminuição da concentração de SV afluente (92 g/L para 17 g/L), ou seja, neste caso fica evidente que o aumento da carga orgânica influencia no desempenho no biodigestor em termos de eficiência. Pelo fato das amostragens terem sido

pontuais, não é possível identificar outros fatores intervenientes que possam ter contribuído para estas alterações no decorrer do período em que foram realizadas as análises.

O elevado TDH de 40 dias auxilia na remoção orgânica, porém, o fator limitante para remover matéria orgânica no tratamento de dejetos de suínos não é hidráulico, e sim baseado carga orgânica de sólidos que alimenta o biodigestor, ou seja, os critérios de dimensionamento e operacionais devem levar em conta a carga de sólidos aplicada.

Relação SV/ST

Os SV constituem o substrato das bactérias metanogênicas, sendo os responsáveis diretos pela produção de biogás, ou seja, quanto maior a sua concentração na alimentação do biodigestor maior será a capacidade de produção de biogás, os quais representam, aproximadamente, 70 a 75% dos ST nos dejetos de suínos, (OLIVEIRA; HIGARASHI, 2006).

As relações SV/ST afluentes (Tabela B4, APÊNDICE B) se mantiveram numa faixa de 56% (B4) a 79% (B11), em que cada biodigestor, ao longo da diferentes épocas, manteve um percentual acima de 60%. A exceção foi o B4 que manteve entre 56 e 57%, conforme observado na Figura 38.

A relação SV/ST indica a degradabilidade de um resíduo orgânico, e quanto maior for este valor maior a capacidade de fermentação do resíduo, em que, se a relação SV/ST do afluente for maior que 60% e a relação SV/ST do efluente for menor que 40%, indica que ocorre mineralização da matéria orgânica e conseqüentemente há conversão dos SV para biogás, ficando uma parte fica retida no interior do digestor (GUSMÃO, 2008).

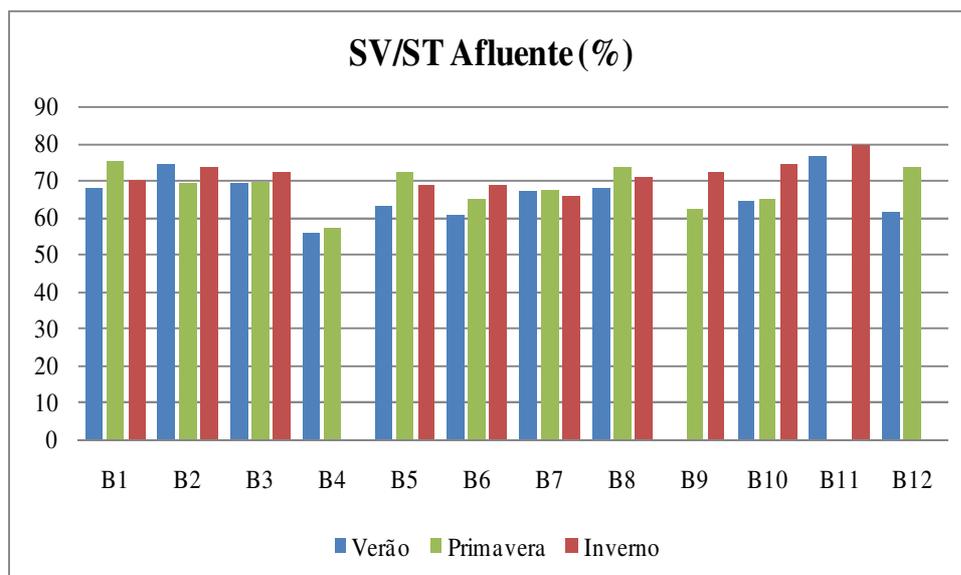


Figura 38. Relação SV/ST afluente.

Quanto à relação SV/ST efluente (Figura 39), na época do verão, apenas no B4, B5, B8 e B11 foi acima de 40%. No inverno, em todos os biodigestores o percentual foi acima de 40%. Na primavera, apenas o B3 (39%) e o B6 (23%) atingiram percentuais abaixo de 40%. Apesar do B3 e B6 terem apresentado concentrações de sólidos inferiores ao período do inverno, obtiveram uma boa relação SV/ST efluente, o que indica que ocorreu mineralização da matéria orgânica do afluente e/ou sedimentação dos sólidos, havendo também a conversão de SV a biogás.

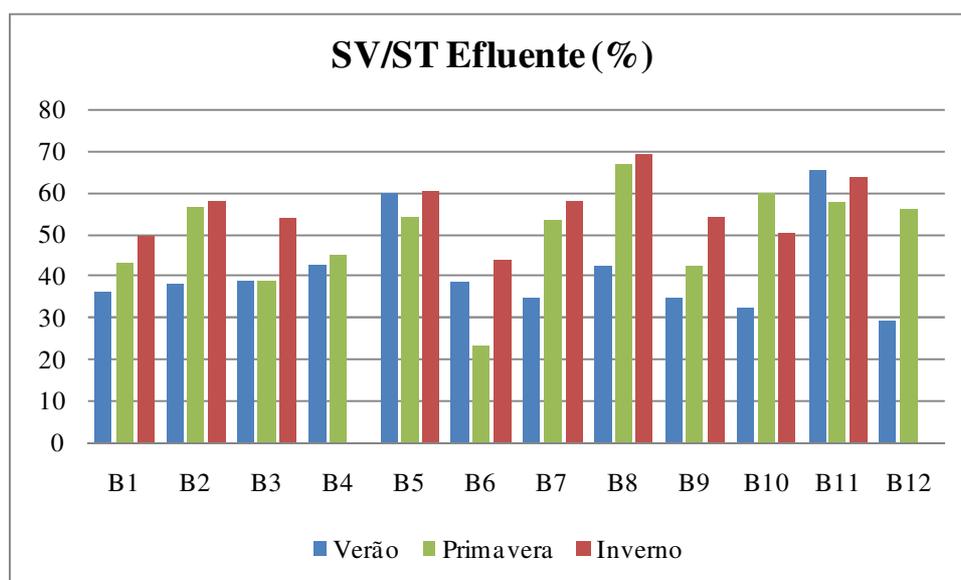


Figura 39. Relação SV/ST efluente.

Em alguns biodigestores, como é o caso do B8 e do B11, a relação SV/ST efluente ultrapassou 60% (chegou a 65% e 69%), que é um percentual considerado para o afluente, da mesma forma que concentração efluente deste biodigestor foi mais elevada. No entanto, esta relação mais elevada se deu em biodigestores que atingiram níveis satisfatórios de remoção de SV, casos que chegaram até 80 - 90% de eficiência.

6.3 CARGA ORGÂNICA VOLUMÉTRICA APLICADA

As cargas orgânicas volumétricas afluentes aplicadas (COV_{apli}) (Tabela C1, APÊNDICE C) nos biodigestores, baseadas nas concentrações de SV, são apresentadas na Tabela 21 para as diferentes épocas do ano.

Tabela 21. Carga orgânica volumétrica aplicada.

Sistema de criação	Biodigestor	Carga orgânica volumétrica (kg SV/m ³ .dia)		
		Verão	Inverno	Primavera
CC	B1	0,39	0,64	1,02
	B2	0,03	0,03	0,03
UPL	B3	0,10	0,68	0,10
	B4	0,03	*	0,09
	B5	0,12	0,64	0,47
	B6	0,08	0,69	0,25
	B7	0,20	0,29	0,21
	B8	0,25	0,62	0,54
CT	B9	*	0,54	0,24
	B10	0,63	1,66	0,31
	B11	3,92	3,90	*
	B12	0,16	*	0,88

* Dados faltantes devido a problemas operacionais dos biodigestores (B4, B11, B12) ou de amostragem (B9) no momento da coleta.

Da mesma forma que ocorreram grandes variações na concentração de SV entre os biodigestores, a COV_{apli} baseada neste parâmetro também oscila e, além disso, as diferentes vazões e volume de cada digestor avaliado contribuem em função cálculo realizado.

De acordo com La Farge (1995), a carga orgânica média aplicada em reatores de fluxo contínuo deve ser de 1,9 kg SV/m³.dia. Em uma pesquisa realizada na França por este mesmo autor, com biodigestores de dejetos de suínos (providos de sistemas para agitação da biomassa), em 64% dos digestores a carga orgânica volumétrica foi inferior à 2,5 kg

SV/m³.dia, sendo que este valor ocorreu para os casos em que a concentração de SV esteve acima de 60 g/L; dessa forma, o valor mínimo de carga orgânica obtida foi 1,66 kg SV/m³.dia.

Metcalf e Eddy (1982) recomendam que seja aplicada uma carga de 0,5 a 1,6 kg SV/m³.dia para os digestores anaeróbios de baixa carga; e de 1,6 a 6,4 kg SV/m³.dia para os digestores de alta carga (otimizados com agitação e aquecimento da biomassa).

O valor de carga orgânica volumétrica mínima obtido no presente estudo foi 0,03 kg SV/m³.dia no B2, que pode ser atribuído ao valor da concentração de SV estar abaixo do que é recomendado, e pelo fato do biodigestor possuir um volume elevado em relação aos demais, cerca de 4.000 m³. O B4 (0,03 kg SV/m³.dia) também atingiu este mesmo valor em função da concentração de SV.

As cargas mais elevadas foram encontradas no B11, 3,92 e 3,90 kg SV/m³.dia nos períodos do verão e inverno respectivamente, acima do recomenda a literatura, o que pode indicar a necessidade de um volume maior do biodigestor para reduzir a carga. Estas concentrações podem ser justificadas pelas elevadas concentrações de SV e pelo volume do biodigestor (123 m³). Esses valores estão acima da carga máxima sugerida por La Farge (1995), para reatores anaeróbios com aquecimento que é 2,5 kg SV/m³.dia, e também estão na faixa de digestores de alta carga recomendada por Metcalf e Eddy (1982).

No sistema UPL, a carga orgânica média aplicada foi de 0,10 kg SV/m³.dia para o verão; 0,58 kg SV/m³.dia para o inverno e 0,22 kg SV/m³.dia para a primavera. Para a época do verão o valor obtido (0,10 kg/SVm³) ficou mais próximo de 0,07 kg SV/m³.dia, encontrado por Alves (2007) no estudo de uma lagoa anaeróbia (lembrando que a configuração do biodigestor é do tipo lagoa anaeróbia coberta). Nos períodos do inverno e primavera os valores obtidos ficaram acima da média encontrada Medri (1997) em uma lagoa anaeróbia que foi 0,14 kg SV/m³.dia.

No sistema de criação tipo CT, a média obtida para o período de verão foi 1,24 kg SV/m³.dia, no inverno chegou a 1,68 kg SV/m³.dia e na primavera reduziu para 0,49 kg SV/m³.dia.

É possível notar que a maior parte dos biodigestores analisados no verão e primavera estão operando com uma COV_{apli} abaixo do limite mínimo, 0,5 kg SV/m³.dia, indicado por Metcalf e Eddy (1982) para digestores que não são otimizados. No verão, foi apenas o B10 que atingiu a faixa citada (0,63 kg SV/m³.dia) e na primavera, o B1 atingiu 1,02 kg SV/m³.dia e o B12 alcançou 0,88 kg SV/m³.dia.

No inverno, as médias das concentrações de SV foram maiores, resultando em cargas mais elevadas. No biodigestor B9 a carga foi 0,54 kg SV/m³.dia, nos biodigestores B1, B3,

B5, B6 e B8 a faixa, das cargas orgânicas volumétricas aplicadas, ficou entre 0,62 e 0,69 kg SV/m³.dia. O B1 e B8 foram os que apresentaram cargas adequadas tanto no inverno como na primavera. No B10, no período do inverno foi alcançada uma carga de 1,66 kg SV/m³.dia, aproximadamente igual ao limite máximo (1,6 kg SV/m³.dia) estabelecido por Metcalf e Eddy (1982) para digestores de baixa carga.

Nos biodigestores em que as cargas estão abaixo do que é recomendado na literatura, significa que estes poderiam receber uma COV_{apli} maior, ou seja, maiores concentrações de ST e SV poderiam ser aplicadas, o que reflete em melhorias no manejo dos dejetos produzidos e uso da água. Dessa forma, estes critérios poderiam ser levados em conta no momento de dimensionar os biodigestores, o que resultaria em melhores condições operacionais.

6.4 AVALIAÇÃO DO BIOGÁS

6.4.1 Concentração de gás metano (CH₄)

A concentração de CH₄ nos doze biodigestores avaliados (Tabela D1, APÊNDICE D) se apresentou dentro da faixa recomendada pela literatura na maioria dos casos, sendo que, conforme esperado, as maiores concentrações predominaram nas estações do verão e primavera devido à atividade microbiana mais elevada destes períodos. A concentração média de metano entre os biodigestores avaliados foi 61,5%. Na Figura 40 é ilustrado o gráfico com as concentrações de metano para cada biodigestor nas épocas avaliadas.

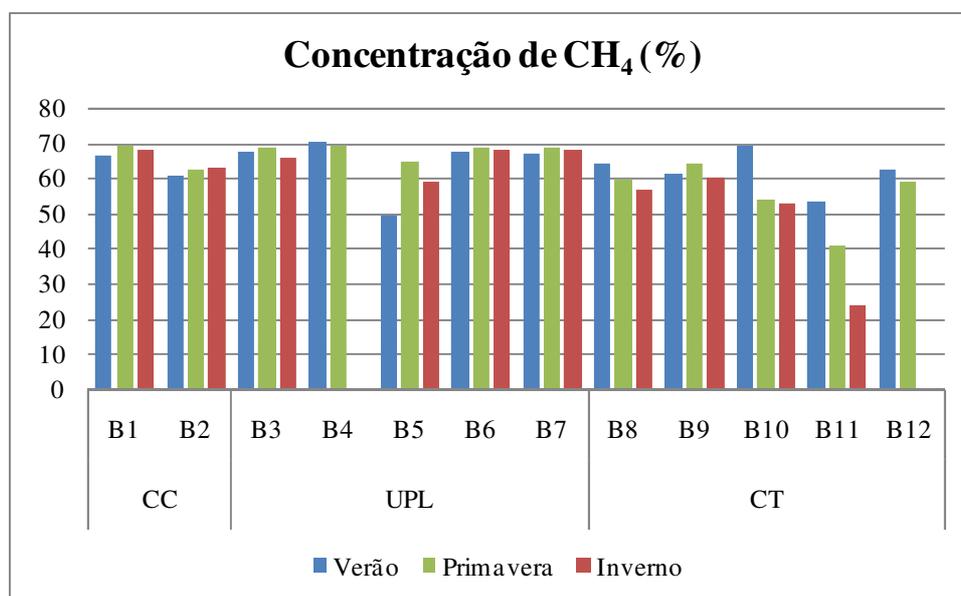


Figura 40. Concentração média de CH₄ (%) nos biodigestores nas diferentes épocas.

As concentrações de CH₄ correspondentes ao biodigestor B1 variaram de 66 a 69% durante as diferentes épocas do ano, com um desvio padrão entre 0,64 e 0,98, sendo que o valor mais elevado foi obtido na primavera. A faixa de variação da concentração de biogás do B1 está de acordo com Lagrange (1979), o qual considera que a composição do biogás possui uma concentração de CH₄ entre 50 e 70% e, com Pires (2000 apud Pinto, 2006) que considera os valores de metano entre 50 a 75% do volume de biogás. Os valores encontrados para o B1 são superiores, no entanto, ao valor de 54,4% encontrado por Monteiro (2005), via cromatografia gasosa, operando o mesmo biodigestor. Este aumento da concentração de metano no biogás, com relação a estudos anteriores, pode estar relacionado à diferença entre os métodos utilizados para avaliar a composição, e também a aspectos específicos do biodigestor, como, por exemplo, o desempenho da biomassa em termos de bactérias metanogênicas. O B2 também possui valores correspondentes aos encontrados em literatura, com valores de CH₄ variando entre 61 e 62,9%, e a maior concentração de metano também ocorreu na primavera.

A Tabela 22 apresenta as concentrações médias de CH₄ (%) obtidas e os respectivos valores do desvio padrão. É possível observar que o valor máximo do desvio padrão foi 2,64% no B12 no período do verão, nos demais biodigestores ficou menor do que 1,0 para todas as estações.

Tabela 22. Médias de CH₄ e desvio padrão de cada biodigestor e época do ano.

Sistema de Criação	Biodigestor	Verão		Inverno		Primavera	
		Média CH ₄ (%)	Desvio padrão (±)	Média CH ₄ (%)	Desvio padrão (±)	Média CH ₄ (%)	Desvio padrão (±)
CC	B1	66,3	0,64	67,8	0,51	69,0	0,98
	B2	61,0	0,41	62,9	0,49	62,6	0,75
UPL	B3	67,7	0,45	65,9	0,77	68,7	0,68
	B4	70,4	0,41	*		69,2	0,60
	B5	49,2	0,31	59,0	0,72	65,0	0,67
	B6	67,6	0,43	67,9	0,67	68,7	0,62
	B7	66,7	0,50	68,0	0,71	68,9	0,73
	B8	64,3	0,87	56,5	0,71	59,7	0,82
CT	B9	61,1	0,36	60,0	0,81	63,9	0,88
	B10	69,1	0,49	52,7	0,55	53,7	0,68
	B11	53,3	0,74	23,6	0,71	40,6	0,64
	B12	62,2	2,64	*		59,1	0,99

*Dados faltantes devido a problemas operacionais dos biodigestores.

No sistema UPL, os valores mais baixos de concentração de CH₄ foram obtidos no B5, com 49,2% no verão, 59% no inverno e 65% na primavera, estando, ainda assim, de acordo

com os dados de literatura. Sánchez et al. (2005) obteve, em um reator UASB de laboratório, a concentração de 66% de CH₄.

Os valores máximos obtidos nos biodigestores do sistema UPL foram: 70,4% (B4) no verão, 68% (B7) no inverno e 69,2% (B4) na primavera, com destaque do B4 para duas épocas. Os pesquisadores De Sutter e Ham (2005), em uma granja com aproximadamente dez mil suínos em fase de crescimento terminação, com sistema de tratamento dos dejetos em lagoa anaeróbia, atingiram um percentual de 71% de CH₄, próximo à faixa máxima obtida no sistema UPL da presente pesquisa. Ndegwa et al. (2007) obtiveram valores superiores às concentrações encontradas nesta pesquisa; cerca de 70 e 75% de metano, trabalhando com um reator de batelada em escala laboratorial tratando dejetos de suínos

Em relação ao sistema de CT, as menores concentrações de CH₄ foram obtidas no biodigestor B11, 53,3% no verão, 23,6% no inverno e 40,6% na primavera. Estes valores apresentaram-se abaixo do esperado, nas épocas do inverno e primavera. A concentração de metano encontrada no inverno é inferior aos valores mínimos encontrados na literatura, que geralmente estão em torno de 40%. Na época do inverno, pode ter havido a contribuição das baixas temperaturas na formação do metano.

A relação entre produção de maiores concentrações de metano no biogás, e a influência das temperaturas, pode ser vista no estudo de Chae et al. (2008), que obteve percentuais de CH₄ de 44%, 55% e 71% em seus reatores anaeróbios de bancada na Coreia do Sul, com as temperaturas variando de 25, 30 e 35 °C respectivamente, o que mostra que ao aumentar a temperatura ocorre também um aumento na concentração de metano no biogás. No entanto, o estudo realizado por Hansen, Angelidaki, Ahring (1998) mostra que este aumento ocorre até um limite. Os autores obtiveram 40, 51, 69 e 71% de metano, em reator de bancada na Dinamarca, com as respectivas temperaturas de 60, 55, 45 e 37 °C, comprovando que temperaturas muito elevadas inibem as bactérias metanogênicas. Estes autores trabalharam com sistema de aquecimento e controle de temperatura nos digestores.

A baixa concentração de metano no inverno, no B11, também ficou evidenciada pelo fato do queimador (“flare”) não estar em funcionamento. Este fato ocorre devido à baixa relação CH₄/O₂, que em função da elevada concentração de CO₂ é incapaz de provocar a combustão do gás. De acordo com informações do proprietário (B11), no período de inverno, já havia duas semanas que o queimador não estava funcionando adequadamente, ou seja, não estava queimando gás. A causa destas baixas concentrações deve estar relacionada a problemas operacionais no biodigestor, não identificados nesta pesquisa. Quanto à baixa concentração na primavera, infere-se que o motivo para os baixos valores de CH₄ seja o

“vazio sanitário” entre um lote de suínos e outro, em que já havia duas semanas que a granja não recebia animais, o que causaria um desequilíbrio em relação à carga orgânica necessária para a produção de metano.

Os valores máximos obtidos no sistema CT foram 69,1% (B10) no verão, 60% (B9) no inverno e 63,9% (B9) na primavera. Assim como no sistema UPL, a maior concentração foi obtida no verão e o B9 destacou-se em duas épocas. Um percentual próximo ao obtido no B10 foi encontrado por Massé, Croteau, Masse (2007), 69,2% de CH₄, tratando os dejetos de suínos na fase de crescimento e terminação em reatores anaeróbios de bancada. Concentrações de metano aproximadas à da faixa encontrada no sistema CT foram obtidas em estudos realizados pelo Greenhouse Technology Center (2002), em que alcançou 66,3% de CH₄ no biogás do digestor anaeróbio (lagoa coberta) em uma granja, nos Estados Unidos, com aproximadamente cinco mil matrizes.

No entanto, foi possível observar que as concentrações médias da série de sólidos e DQO no efluente dos biodigestores do sistema CT foram superiores em relação aos demais sistemas, com destaque para o B11, em que praticamente todas estas concentrações foram maiores em relação aos demais biodigestores em todas as épocas. Este fato aponta para uma maior probabilidade destes biodigestores apresentarem problemas técnicos e operacionais, os quais estariam interferindo na eficiência de remoção e na conversão da matéria orgânica em metano. Dessa forma, a concentração de CO₂ foi elevada no B11, fazendo com que o biogás assumisse características de baixa qualidade em termos de valorização energética. A baixa qualidade do biogás em termos de metano no B11 pode estar relacionada com essas elevadas concentrações da série de sólidos e DQO no efluente, as quais resultaram de um desempenho não satisfatório do biodigestor em termos de remoção da matéria orgânica e atividade metanogênica da biomassa.

Análise descritiva e análise de variância

A seguir, serão mostradas as distribuições dos dados referentes à concentração de metano para os sistemas de criação nas diferentes épocas do ano, o que corresponde à estatística descritiva desses dados. Os gráficos são do tipo *box plot* (também chamados diagramas de caixa) e permitem observar a dispersão dos dados de cada grupo. O gráfico é dividido em quartis, apresenta mediana, máximo e mínimo (conforme apresentado na legenda dos gráficos) que ainda estão dentro do intervalo de confiança dos dados, além dos *outliers*

(valores discrepantes). A “caixa” concentra entre 25 e 75% dos dados analisados, onde fica também a mediana.

Também foi realizada a análise de variância (ANOVA) e o teste de *Tukey* para fazer a comparação entre as médias e verificar quais diferem entre si.

Para o sistema CC foi utilizado $n=244$, em que “ n ” é igual ao número de repetições (leituras feitas no aparelho medidor de gases), abrangendo todos os biodigestores do sistema e todas as estações, nos sistemas UPL e CT utilizou-se $n=610$ no verão e na primavera, e $n=488$ no inverno.

Na Figura 41, pode-se observar que o sistema CC não apresentou *outliers*. O sistema CT apresentou o maior número de *outliers*, os quais apresentaram valores das concentrações de CH_4 entre 48 e 54%. As medianas da concentração de metano foram 62,7% para CT, 62,8% para CC e 67,4%, em relação ao sistema UPL. Observa-se que no período do verão, o predomínio das maiores concentrações de metano se manteve no sistema UPL.

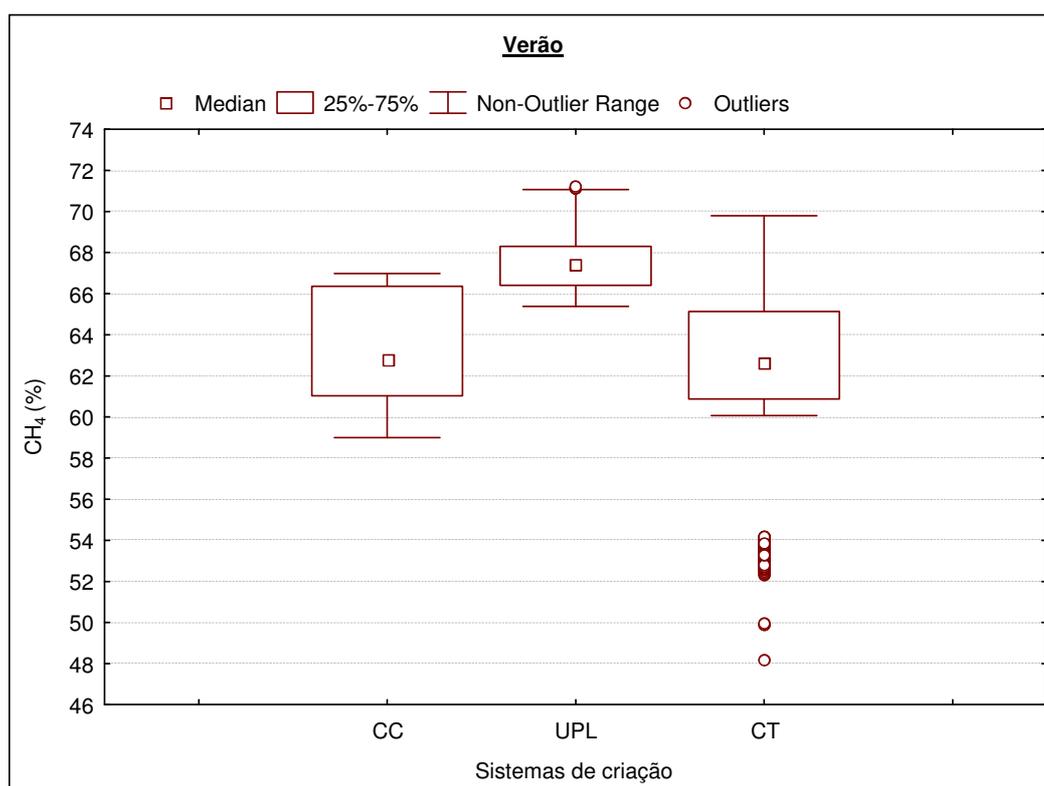


Figura 41. Box plot representando distribuição dos dados de CH_4 no verão.

Na Tabela 23 é mostrada a síntese do teste de *Tukey* (com 5% de significância), que foi realizado para detalhar as diferenças significativas entre as médias de concentração de metano constatadas na ANOVA, para os diferentes sistemas de criação no período do verão

(os valores seguidos da mesma letra, no grupo *Tukey*, não diferem entre si ao nível de 5% de significância).

Tabela 23. Média das concentrações de CH₄ e *Tukey* para o verão.

Sistema de criação	Média CH₄ (%) - Verão	Grupo <i>Tukey</i>
CC	63,6	a
UPL	64,3	a
CT	61,9	b

As médias dos sistemas CC e UPL não possuem diferença significativa, podendo ser consideradas iguais pelo teste de *Tukey*. O sistema CT possui uma média com diferença significativa em relação às demais.

Em relação à época do inverno (Figura 42) os gráficos *box plot* não apresentaram pontos *outliers*, o que significa que para cada sistema de criação todos os dados estão dentro do intervalo de confiança. As medianas do percentual de metano no biogás ficaram entre 53,7% (CT) e 66,7% (UPL), no sistema CC foi 65,2%.

O sistema CT foi o que apresentou uma maior amplitude do intervalo de confiança, porém, abrangeu uma faixa de concentração contendo dados abaixo de 50% de CH₄, que é mínimo recomendado pela literatura, o que é atribuído aos valores atípicos de concentração encontrados no B11 (23,6% no inverno).

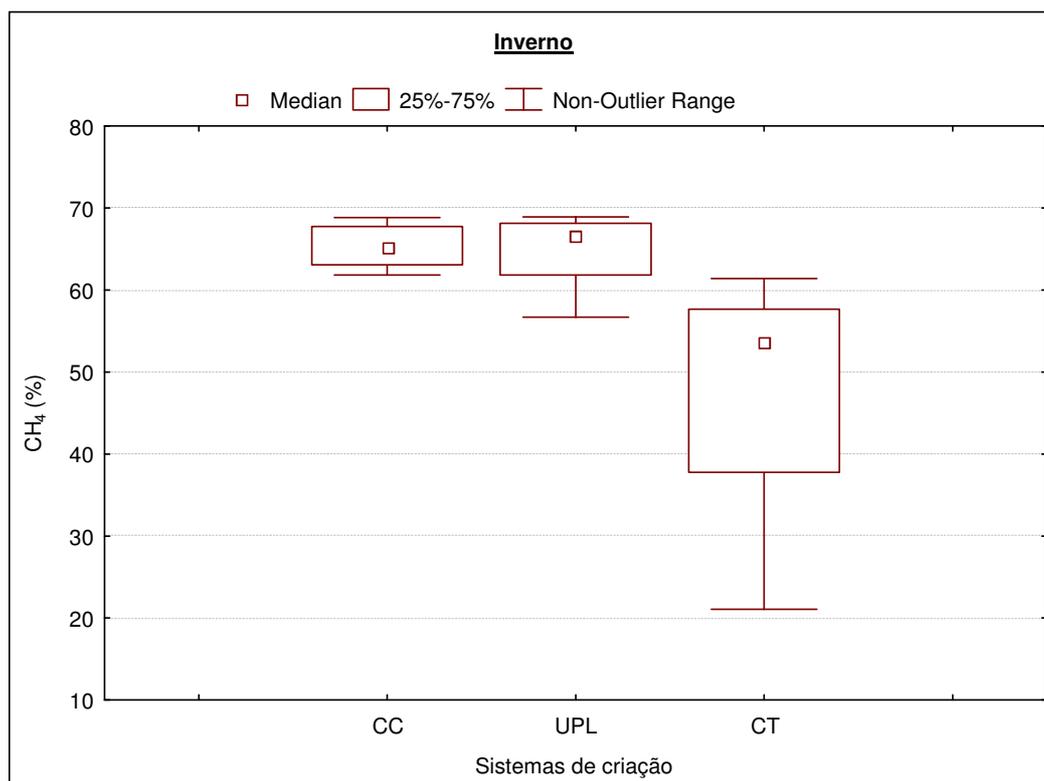


Figura 42. Box plot representando distribuição dos dados de CH₄ no inverno.

Em relação ao teste de *Tukey* realizado para a época do inverno (Tabela 24), assim como no verão, as médias dos sistemas CC e UPL não apresentaram diferença significativa, sendo que apenas a média do CT se diferenciou, a qual foi influenciada principalmente pelo B11.

Tabela 24. Média das concentrações de CH₄ e *Tukey* para o inverno.

Sistema de criação	Média CH ₄ (%) - Inverno	Grupo <i>Tukey</i>
CC	65,4	a
UPL	65,2	a
CT	48,2	b

A distribuição dos dados na primavera (Figura 43) mostra que os sistemas UPL e CT apresentaram valores discrepantes (*outliers*). As medianas obtidas variaram entre 58,9 e 68,7%, para os sistemas CT e UPL respectivamente e 64,3% no sistema CC.

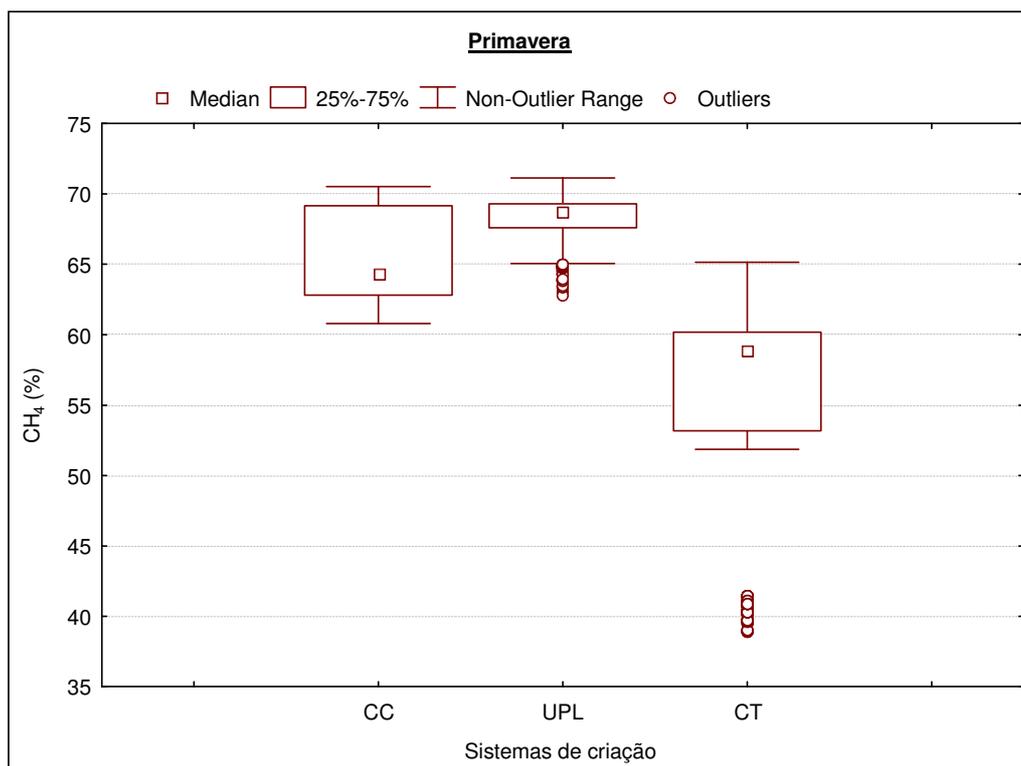


Figura 43. Box plot representando distribuição dos dados de CH₄ na primavera.

Nas três diferentes épocas, a mediana (assim como a média) do percentual de metano do sistema UPL foi superior à dos demais sistemas, seguida pelas medianas do CC e CT. O comportamento do sistema CT está relacionado, principalmente, aos valores de CH₄ mais baixos obtidos no B11.

Na Tabela 25 é mostrada a síntese do teste de *Tukey* para os diferentes sistemas de criação no período da primavera. As médias dos três sistemas de criação apresentaram diferenças significativas entre si.

Tabela 25. Média das concentrações de CH₄ e *Tukey* para a primavera.

Sistema de criação	Média CH ₄ (%) - Primavera	Grupo <i>Tukey</i>
CC	65,8	a
UPL	68,1	b
CT	55,4	c

6.4.2 Concentração de gás carbônico (CO₂)

As concentrações de gás carbônico (Tabela D1, APÊNDICE D) foram obtidas simultaneamente com as medições de metano. Na Tabela 26, os dados de cada biodigestor nas diferentes épocas avaliadas são apresentados em forma de média com desvio padrão. As concentrações de CO₂ variam inversamente às concentrações de metano, isto é, se o percentual de um desses gases estiver de acordo com o que recomenda a literatura, significa que ambos estarão, pois constituem os principais componentes do biogás. Dessa forma, as menores concentrações de CO₂ irão corresponder às maiores de CH₄. A média geral foi de 37,5% de concentração de gás carbônico.

Tabela 26. Valores médios e desvio padrão da concentração de CO₂.

Sistema de Criação	Biodigestor	Verão		Inverno		Primavera	
		Média CO ₂ (%)	Desvio padrão (±)	Média CO ₂ (%)	Desvio padrão (±)	Média CO ₂ (%)	Desvio padrão (±)
CC	B1	32,5	0,54	30,1	0,42	29,5	0,43
	B2	37,9	0,78	35,3	0,42	36,2	0,38
	B3	31,7	0,30	33,1	0,48	30,4	0,29
	B4	29,1	0,27	*		30,2	0,49
UPL	B5	50,3	0,29	40,3	0,29	34,2	0,30
	B6	31,7	0,36	31,2	0,32	30,4	0,31
	B7	32,4	0,33	31,2	0,41	30,0	0,34
	B8	35,1	0,75	42,9	0,41	39,2	0,35
CT	B9	38,3	0,31	38,8	0,30	35,0	0,37
	B10	30,5	0,31	46,6	0,35	45,3	0,36
	B11	46,0	0,78	75,1	0,45	58,5	0,37
	B12	36,5	1,59	*		39,8	0,80

*Dados faltantes devido a problemas operacionais dos biodigestores.

Os maiores percentuais de CO₂ foram registrados no B11 com 46% no verão, 75,1% no inverno e 58,5% na primavera, com desvio padrão entre 0,37 e 0,78. Os percentuais de gás carbônico, no B11, estão incompatíveis com os recomendados na literatura que são no máximo de 40% (LAGRANGE, 1979; LA FARGE (1995); PIRES (2000 apud PINTO, 2006)). Pode-se supor que os elevados percentuais de CO₂, ocorreram devido a problemas operacionais que comprometeram a remoção de matéria orgânica e prejudicou o desempenho do biodigestor, o que poderia ter inibido a atividade metanogênica das bactérias, predominando a concentração do gás carbônico. A produção excessiva deste gás pode causar

desequilíbrio no meio alterando os valores do pH (LA FARGE, 1995), o que desfavorece a formação do metano.

As elevadas concentrações de gás carbônico comprometem o percentual ideal de metano e a qualidade do biogás para fins de aproveitamento energético. No entanto, este fato foi identificado no B11, em que houve períodos nos quais o queimador (*flare*) de biogás não funcionou provavelmente devido à baixa proporção CH_4/O_2 que desfavorece a combustão do gás, pois, segundo Oliveira e Higarashi (2006), para que ocorra a combustão do metano, deve-se estabelecer uma relação entre o biogás e o ar, para permitir uma queima eficiente.

O B5 também apresentou valores mais elevados (Figura 44) de CO_2 , cerca de 50,3 e 40,3% nos períodos do verão e inverno, respectivamente. O B8, B9 e B12 apresentaram concentrações entre 35 e 39%, as quais estão de acordo com Lagrange (1979), que recomenda uma concentração de CO_2 entre 35 e 40%, e com Pires (2000 apud Pinto, 2006), o qual considera uma variação de 25 a 40%. Estes percentuais de CO_2 obtidos ainda garantem uma concentração de metano entre 55 e 60%, cujos valores estão dentro das faixas recomendadas na literatura para garantir boa qualidade do biogás.

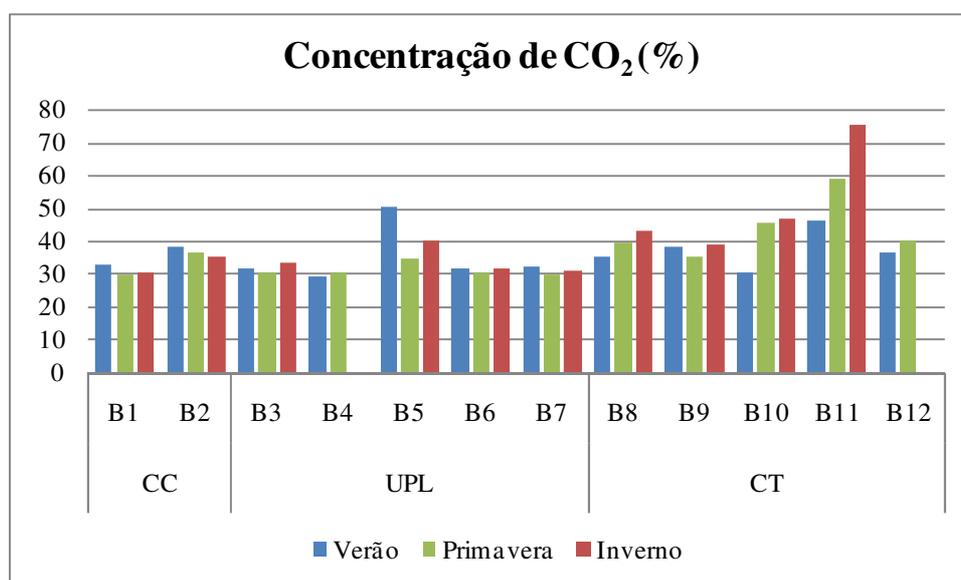


Figura 44. Concentração de CO_2 em relação a cada biodigestor nas diferentes épocas.

6.4.3 Concentração de gás sulfídrico (H_2S) e de oxigênio (O_2)

De acordo com La Frage (1995), a concentração de H_2S no biogás pode variar entre 0,1 e 0,5%. No entanto, não foi possível medir a concentração de gás sulfídrico nos

biodigestores, pois as leituras registradas superaram o limite do sensor (1000 ppm) instalado no aparelho medidor de gases, o que seria equivalente a um percentual de 0,1%.

Com relação às concentrações de oxigênio presentes nas amostras de biogás analisadas (Tabela D1, APÊNDICE D), os valores ficaram entre 0,43 e 1,99% de oxigênio no biogás, em que o maior valor foi obtido no B1, na época do inverno. Lagrange (1979) e Pires (2000 apud Pinto, 2006) recomendam que a concentração de O₂ deve permanecer entre 0,1 e 1%. No período do verão, os percentuais de O₂ permaneceram, em sua maioria, inferiores a 1% conforme indica a literatura, apenas o B1 e o B2 apresentaram concentrações acima deste percentual. No inverno, o B1, B2, B9 e B11 atingiram valores acima de 1%; na primavera foi o B1, B2, B7, B8, B9 e B12, porém o valor mais elevado foi 1,50% no B1, nos demais não ultrapassou de 1,18%.

6.4.4 Produção de biogás

A produção (vazão) biogás foi determinada pela velocidade, temperatura do biogás e pressão atmosférica local, obtendo-se assim as vazões pontuais de biogás produzido em cada biodigestor (Tabela D2, APÊNDICE D).

No sistema CC, no B1, a vazão obtida foi de 1,10 e 1,64 m³/h para inverno e verão respectivamente. Monteiro (2005), entre os meses de maio e julho, e Henn (2005), ao longo do período de monitoramento do mesmo biodigestor (volume útil de 90 m³), ambos obtiveram uma vazão intermediária, equivalente a média de 1,33 m³/h (32 m³/dia). Angonese (2006) em seu experimento com biodigestor de dejetos de suínos no Paraná, com volume útil 50 m³, obteve uma faixa próxima aos valores encontrados por este estudo, em que as vazões médias variaram de 1,45 m³/h no verão (34,8 m³/dia) e 1,13 m³/h no inverno (27,1 m³/dia). Já Oliveira e Higarashi, monitorando um biodigestor de 100 m³ no município de Concórdia, obtiveram uma faixa de vazões de biogás mais elevada, em torno 1,67 m³/h na época do inverno e 2,50 m³/h no verão.

O B2 apresentou a menor vazão (4,63 m³/h) no verão, ficando entre 11 e 14 m³/h, no inverno e primavera, respectivamente. Os valores inferiores de vazão de biogás podem estar relacionados com algum problema operacional nos biodigestores (não detectado nesta pesquisa), ou em função de alguma interferência no momento da amostragem. Na Tabela 27 é possível visualizar as vazões pontuais de biogás obtidas em campo, cuja média geral ficou em 5,69 m³/h.

Tabela 27. Vazões pontuais de biogás de cada biodigestor nas diferentes épocas.

Sistema de criação	Biodigestor	Vazão biogás (m ³ /hora)		
		Verão	Inverno	Primavera
CC	B1	1,64	1,41	1,10
	B2	4,63	13,76	11,26
UPL	B3	2,46	3,86	8,30
	B4	6,06	*	5,36
	B5	4,50	5,10	6,98
	B6	6,10	6,58	8,10
	B7	5,13	4,39	6,98
	B8	7,64	6,40	7,70
CT	B9	7,04	4,36	5,52
	B10	3,48	4,40	4,99
	B11	6,63	4,40	4,63
	B12	6,45	*	6,26

*Dados faltantes devido a problemas operacionais dos biodigestores.

No sistema UPL, o B3 destacou-se por apresentar a menor e maior vazão respectivamente, com 2,46 m³/h no verão e 8,3 m³/h na primavera. O B6 também atingiu valores mais elevados na primavera, vazão de 8,1 m³/h, próxima a encontrada no B3. Nas demais estações, as vazões para o B6 ficaram entre 6,0 e 6,5 m³/h para verão e inverno respectivamente. As vazões médias do sistema UPL foram 4,85 m³/h no verão, 4,98 m³/h no inverno, aumentando para 7,14 m³/h na primavera. Foi possível observar que houve um aumento de vazão em todos biodigestores do sistema UPL avaliados, em relação ao inverno, porém a maior diferença ocorreu no B3, aumentando de 3,86 para 8,30 m³/h, influenciando desta forma no aumento da média. Estes aumentos de vazão podem ser atribuídos com o melhor desempenho do biodigestor em termos de temperatura da biomassa e/ou condições operacionais propícias para a anaerobiose e formação do metano. Como já discutido anteriormente, as concentrações de metano no sistema UPL também foram as mais elevadas, sendo a maior delas na primavera, ou seja, as maiores vazões coincidiram com os maiores percentuais de CH₄, neste caso.

No sistema CT, os valores máximos de vazão predominaram no B8, entre 7,6 e 7,7 m³/h no verão e primavera respectivamente. O B9 e o B11 atingiram valores mais elevados no verão, com vazões de 7,04 e 6,6 m³/h. As médias obtidas no sistema CT foram: 6,25 m³/h no verão, 4,89 m³/h no inverno e 5,82 m³/h na primavera, com predomínio das maiores vazões no verão. O predomínio de maiores vazões no verão, para o sistema CT, deve ter ocorrido em

função de melhores condições de desempenho para estes digestores nesta época, em que foram apresentadas as maiores eficiências em termos de remoção de DQO, sólidos totais e voláteis.

As vazões de metano apresentaram um comportamento proporcional as suas concentrações no biogás. Na Tabela 28 são mostradas as vazões de metano para cada biodigestor nas diferentes épocas.

Tabela 28. Vazões de metano de cada biodigestor nas diferentes épocas.

Sistema de criação	Biodigestor	Vazão CH ₄ (m ³ /hora)		
		Verão	Inverno	Primavera
CC	B1	1,09	0,96	0,76
	B2	2,82	8,66	7,05
UPL	B3	1,66	2,54	5,70
	B4	4,26	*	3,71
	B5	2,22	3,01	4,53
	B6	4,12	4,47	5,56
	B7	3,42	2,99	4,81
	B8	4,91	3,62	4,59
CT	B9	4,30	2,62	3,53
	B10	2,40	2,32	2,68
	B11	3,53	1,04	1,88
	B12	4,01	*	3,70

*Dados faltantes devido a problemas operacionais dos biodigestores.

As oscilações de vazão nos mesmos biodigestores e/ou sistemas podem ser atribuídas não só a problemas operacionais e metodológicos no momento da amostragem, mas também ao fato destas medições serem obtidas de forma pontual, isto é, sem um monitoramento capaz de identificar as possíveis interferências e alterações que podem contribuir na formação do gás. No entanto, este estudo se justifica pelo levantamento de dados que podem servir de base para o desenvolvimento de outras pesquisas.

A produção do biogás, bem como a formação metano, está relacionada com a temperatura, a qual faz parte do cálculo para a estimativa da vazão. Na Figura 45 são mostradas as temperaturas médias do biogás obtidas para cada biodigestor no momento da amostragem em campo.

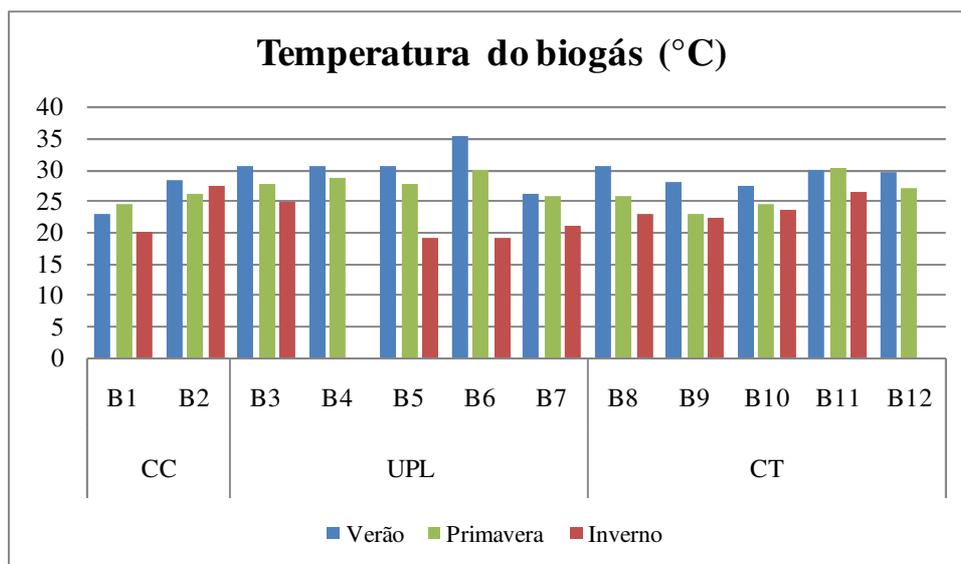


Figura 45. Temperatura do biogás medida no momento da amostragem.

A temperatura do biogás se manteve próxima da temperatura ambiente medida *in loco*. As temperaturas médias dos biodigestores foi 29,1 °C no verão, 22,6°C no inverno e 26,7°C na primavera, enquanto a temperatura ambiente para as respectivas épocas ficou 26,7°C, 22°C e 24,1°C.

6.5 PRODUÇÃO DE BIOGÁS E METANO EM RELAÇÃO À CARGA ORGÂNICA REMOVIDA DE SÓLIDOS VOLÁTEIS

O biodigestor B1 (Tabela 29) apresentou os valores: 1,14 m³ biogás/kg SV_{remov} no verão, 0,63 m³ biogás/kg SV_{remov} no inverno e 0,30 m³ biogás/kg SV_{remov} na primavera. De acordo com Malina e Pohland Jr. (1992), a produção específica de biogás em relação à carga de SV removida varia de 0,72 a 1,0 m³ biogás/kg SV_{remov}; e para Metcalf e Eddy (2003), varia de 0,75 a 1,12 m³ biogás/kg SV_{remov}. O valor mínimo (0,30 m³ biogás/kg SV_{remov}), encontrado na primavera, é superior ao obtido por Magbanua Jr, Adams e Johnston (2001): 0,20 m³ biogás/kg SV em um experimento de bancada nos Estados Unidos.

Tabela 29. Produção específica de biogás no B1 e B2.

Biodigestor	m ³ biogás/kg SV _{remov}		
	Verão	Inverno	Primavera
B1	1,14	0,63	0,30
B2	0,93	7,36	6,51

O B2 apresentou valores da produção de biogás em relação à carga de SV removida mais elevados no inverno (7,36 m³ biogás/kg SV_{remov}) e na primavera (6,51 m³ biogás/kg SV_{remov}) que estão acima dos valores teóricos encontrados na literatura, isto pode ter ocorrido em função das vazões de biogás serem mais elevadas, e por ter havido uma diminuição das cargas de SV removidas em relação ao verão. Nesta estação a carga removida foi 119,2 kg/dia, enquanto no inverno e na primavera foram 44,9 e 41,5 kg/dia, respectivamente (Tabela C2, APÊNDICE C).

A produção do biogás aumentou, para o B2, nos períodos do inverno (13,76 m³/h) e da primavera (11,26 m³/hora), comparando ao verão que foi 4,63 m³/hora. Nos períodos de maior vazão a remoção da carga de SV diminuiu, o que coincidiu para o aumento da relação m³biogás/kgSV_{remov}, isto é, foi momentâneo. Cabe ressaltar que foram medições pontuais, não sendo possível determinar quais as variáveis de interferência, podendo ser de natureza operacional ou dos fatores ambientais relativos à digestão anaeróbia.

No verão, a produção específica para o B2 foi de 0,93 m³ biogás/kg SV_{remov}, devido à uma maior remoção de SV, porém, a vazão de biogás medida foi cerca de quatro vezes menor.

A Figura 46 mostra as relações da produção de biogás (a) e da produção de metano (b) estimadas em relação à carga orgânica de SV (sólidos voláteis) removida. Os dados faltantes no gráfico são atribuídos ao fato de terem apresentado problemas operacionais que impediram os procedimentos de campo.

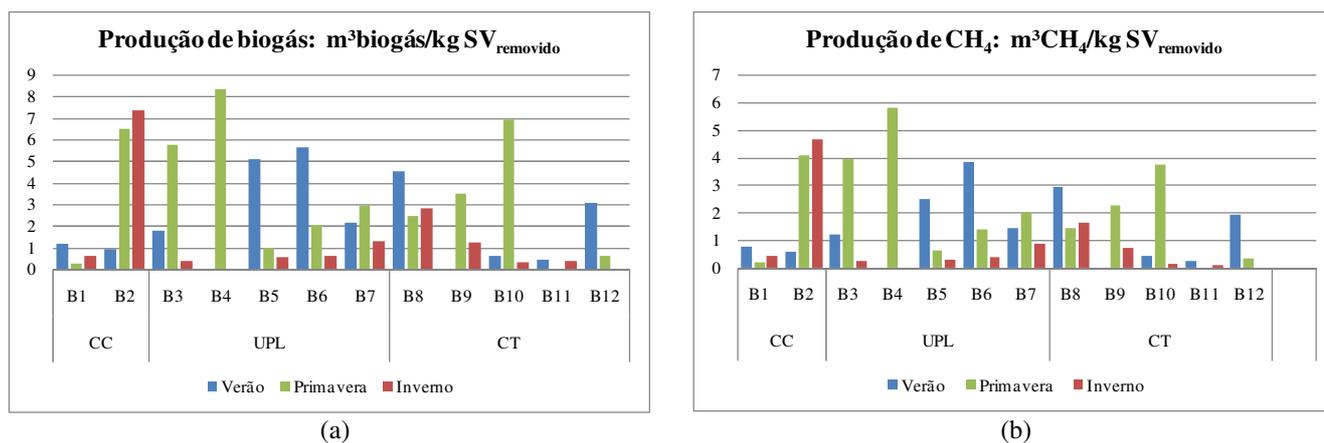


Figura 46. (a) Relação da produção de biogás e carga de SV removida. (b) Relação da produção de metano e carga de SV removida.

Da mesma forma que ocorreu no B2, outros biodigestores apresentaram comportamentos semelhantes, como é o caso do B5, B6 e B8 no verão; e do B3, B4 e B10 na primavera.

As médias para o sistema UPL ficaram entre 3 e 4 m³ biogás/kg SV_{remov} no verão e na primavera, e 0,69 m³ biogás/kg SV_{remov} no período do inverno, cujo valor compreende à faixa de 0,72 – 1,0 m³ biogás/kg SV_{remov}, indicada por Malina e Pohland Jr. (1992), e à de 0,75 – 1,12 m³ biogás/kg SV_{remov} recomendada por Metcalf e Eddy (2003).

No sistema CT as médias no verão e primavera ficaram entre de 2 e 3 m³ biogás/kg SV_{remov} e no inverno 1,18 m³ biogás/kg SV_{remov}, que situa-se próximo de 1,12 m³ biogás/kg SV_{remov}, cujo valor foi encontrado por Chae et al. (2008) em seu estudo realizado na Coreia do Sul. A Tabela 30 apresenta as médias da produção de biogás em função da carga de SV removida para os sistemas UPL e CT.

Tabela 30. Médias da produção específica de biogás.

Sistema de criação	Período	Média - m³biogás/kg SV_{remov}
UPL	Verão	3,66
	Inverno	0,69
	Primavera	4,00
CT	Verão	2,16
	Inverno	1,18
	Primavera	3,37

A variação das faixas de produção de biogás, a partir da carga de SV removida encontradas nesta pesquisa está relacionada, principalmente, com as diferentes concentrações de SV obtidas entre os biodigestores. No entanto, é comum encontrar variações de dados obtidos em experimentos com biodigestores de dejetos de suínos na literatura.

De modo geral, o comportamento da produção de metano e remoção de sólidos foi semelhante ao que ocorreu em relação ao biogás (Tabela D3, APÊNDICE D), em que os valores mais elevados se repetem para os mesmos biodigestores, como foi possível observar na Figura 46.

No biodigestor B1 foram obtidos valores de 0,21 a 0,75 m³ CH₄/kg SV_{remov}. O B2 apresentou 0,57 m³ CH₄/kg SV_{remov} no período do verão, já no inverno e primavera foi acima de 4 m³ CH₄/kg SV_{remov}. Na tabela 31 são apresentados os valores obtidos em B1 e B2.

Tabela 31. Produção específica de metano no B1 e B2.

Biodigestor	$\text{m}^3\text{CH}_4/\text{kg SV}_{\text{remov}}$		
	Verão	Inverno	Primavera
B1	0,75	0,43	0,21
B2	0,57	4,63	4,08

As médias da produção de metano em relação à remoção de SV no sistema UPL foram: $2,23 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV}_{\text{remov}}$ no verão, $0,45 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV}_{\text{remov}}$ no inverno e $2,75 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV}_{\text{remov}}$ na primavera. A média do verão foi igual ao que La Farge (1995) recomenda como produção específica de metano em função da carga de SV removida: $0,45 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV}_{\text{remov}}$. Nas demais estações as médias ficaram acima do que normalmente é encontrado na literatura.

No sistema CT foi encontrado $1,37 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV}_{\text{remov}}$ no verão, $0,65 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV}_{\text{remov}}$ no inverno e $1,94 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV}_{\text{remov}}$ na primavera. A relação encontrada na época do inverno está dentro de uma faixa que diversos autores, os quais realizaram pesquisas sobre a digestão anaeróbia de dejetos de suínos, obtiveram. É uma faixa de valores situada entre 0,50 e $0,70 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV}_{\text{remov}}$ (PAGILLA; KIM; CHEUBARN, 2000; HILL; TAYLOR; GRIFT, 2001; MØLLER et al., 2007; CHAE et al., 2008). O B1 e B2 também apresentaram em determinadas épocas valores que se aproximam da faixa obtida por estes autores.

Na Tabela 32 são mostradas as médias obtidas nos sistemas UPL e CT.

Tabela 32. Médias da produção específica de metano.

Sistema de criação	Período	Média - $\text{m}^3\text{CH}_4/\text{kg SV}_{\text{remov}}$
UPL	Verão	2,23
	Inverno	0,45
	Primavera	2,75
CT	Verão	1,37
	Inverno	0,65
	Primavera	1,94

Porém, houve biodigestores em que esta relação da produção de metano permaneceu com valores mais baixos; $0,09$ e $0,24 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV}_{\text{remov}}$ (B11), $0,21 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV}_{\text{remov}}$ (B1), $0,23 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV}_{\text{remov}}$ (B3), entre outros. Tais resultados são aproximados à faixa encontrada por Hansen, Angelidaki e Ahring (1998) que foi de 0,022 a $0,19 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV}_{\text{remov}}$; e Magbanua Jr, Adams e Johnston (2001), que obtiveram $0,13 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV}_{\text{remov}}$.

6.6 PRODUÇÃO DE BIOGÁS E METANO EM RELAÇÃO À CARGA ORGÂNICA DE DQO REMOVIDA

Este parâmetro, relativo à produção específica de biogás e de metano (APÊNDICE D, Tabela D4), é mostrado na Figura 47, em que os biodigestores B5, B6 e B9, no período do verão, não constam no gráfico por não terem apresentado eficiência de remoção nesta época. O B4, B12 (no inverno) e B11 (primavera) estão ausentes por terem apresentado problemas operacionais que impediram os procedimentos de campo.

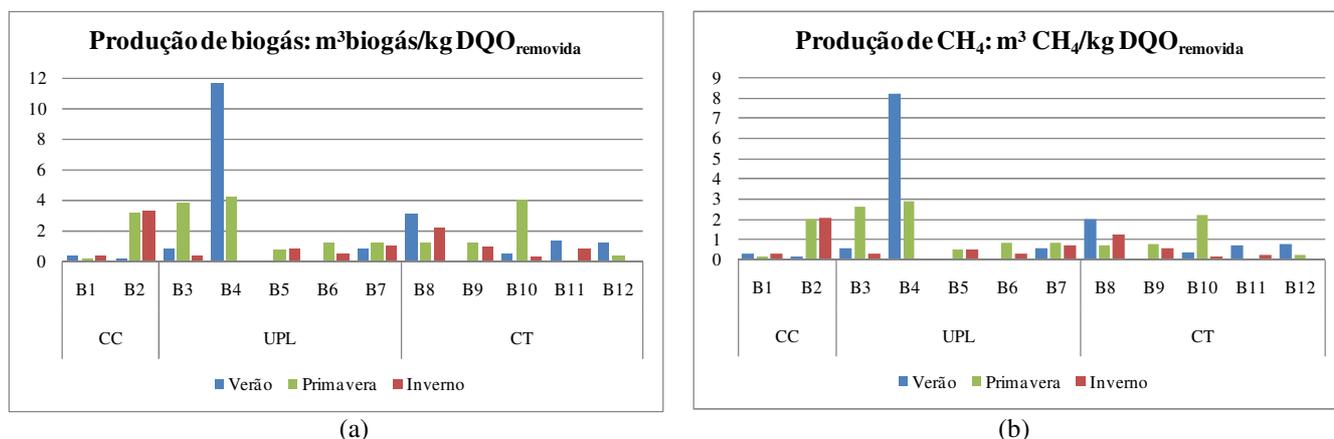


Figura 47. (a) Relação da produção de biogás e carga de DQO removida. (b) Relação da produção de metano e carga de DQO removida.

De acordo com Malina Jr. e Pohland (1992), a produção teórica de biogás em relação à carga de DQO é igual $0,5 \text{ m}^3 \text{ biogás/kg DQO}_{\text{remov}}$. Os biodigestores que apresentaram valores mais aproximados do indicado na literatura foram: o B1 no verão e o B6 no inverno, ambos com $0,42 \text{ m}^3 \text{ biogás/kg DQO}_{\text{remov}}$; o B10 no verão, $0,47 \text{ m}^3 \text{ biogás/kg DQO}_{\text{remov}}$ e o B12 na primavera com $0,40 \text{ m}^3 \text{ biogás/kg DQO}_{\text{remov}}$. O B1 no inverno e primavera, o B2 e o B10 no inverno apresentaram valores inferiores a $0,40 \text{ m}^3 \text{ biogás/kg DQO}_{\text{remov}}$, chegando a $0,20 \text{ m}^3 \text{ biogás/kg DQO}_{\text{remov}}$. Os valores do B1 e B2 estão apresentados na Tabela 33.

Tabela 33. Produção específica de biogás no B1 e B2.

Biodigestor	$\text{m}^3 \text{ biogás/kg DQO}_{\text{remov}}$		
	Verão	Inverno	Primavera
B1	0,42	0,39	0,20
B2	0,23	3,28	3,16

O B4, que apresentou $11,67 \text{ m}^3 \text{ biogás/kg DQO}_{\text{remov}}$, está entre os biodigestores que apresentaram uma concentração de DQO afluente e eficiência de remoção mais baixas em relação aos demais, o que coincide com esta elevada relação entre produção de biogás e carga

de DQO removida (Tabela C3, APÊNDICE C), de forma semelhante ao que ocorreu na produção de biogás em função da carga de SV removida. Lembrando que as medições foram pontuais, não sendo possível determinar quais as variáveis de interferência, podendo ser de natureza operacional ou dos fatores ambientais relativos à digestão anaeróbia.

Dos valores médios indicados na Tabela 34 apenas o sistema UPL, no período do inverno, atingiu um valor mais aproximado do que é indicado na literatura.

Tabela 34. Médias da produção específica de biogás para UPL e CT.

Sistema de criação	Período	Média - m ³ biogás/kg DQO _{remov}
UPL	Verão	4,44
	Inverno	0,64
	Primavera	2,22
CT	Verão	1,53
	Inverno	1,07
	Primavera	1,70

Em relação à produção de metano em função da DQO removida, as médias apresentadas no B1 variaram entre 0,14 e 0,28 m³ CH₄/kg DQO_{remov} (Tabela 35), atingindo valores próximos à faixa obtida por Santana e Oliveira (2005), que variou entre 0,16 a 0,29 m³ CH₄/kg DQO_{remov}.

Tabela 35. Produção específica de metano no B1 e B2.

Biodigestor	m ³ CH ₄ /kg DQO _{remov}		
	Verão	Inverno	Primavera
B1	0,28	0,27	0,14
B2	0,14	2,06	1,98

Um valor teórico de produção de metano em função da carga de DQO removida é recomendado pela literatura: 0,35 m³ CH₄/kg DQO_{remov} (MALINA E POHLAND JR. (1992); LA FARGE (1995); METCALF E EDDY (2003)), porém, apenas o B10 atingiu um valor mais aproximado, igual a 0,33 m³ CH₄/kg DQO_{remov}.

Na Tabela 36 são apresentadas as médias obtidas para os sistemas de criação de suínos UPL e CT.

Tabela 36. Médias da produção específica de metano para UPL e CT.

Sistema de criação	Período	Média - $\text{m}^3\text{CH}_4/\text{kg DQO}_{\text{remov}}$
UPL	Verão	3,11
	Inverno	0,42
	Primavera	1,52
CT	Verão	0,95
	Inverno	0,54
	Primavera	0,97

A média obtida no sistema UPL no período do inverno ($0,42 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg DQO}_{\text{removida}}$) está próxima do que foi encontrado por Lourenço (2006), em torno de $0,43 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg DQO}_{\text{removida}}$. Da mesma forma que ocorreu na produção de biogás, o B4 atingiu um valor bem elevado, $8,21 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg DQO}_{\text{removida}}$, valor este acima dos teóricos encontrados na literatura, cujas interferências, para este valor atípico, não foram identificadas.

6.7 PRODUÇÃO ESPECÍFICA DE BIOGÁS E DE METANO EM FUNÇÃO DO VOLUME DOS BIODIGESTORES

A Figura 48 mostra as relações da produção de biogás (a) e da produção de metano (b) relacionadas com o volume útil de cada biodigestor (Tabela D5, APÊNDICE D), isto é, com o volume de dejetos. Tal relação pode auxiliar na determinação do dimensionamento de biodigestores.

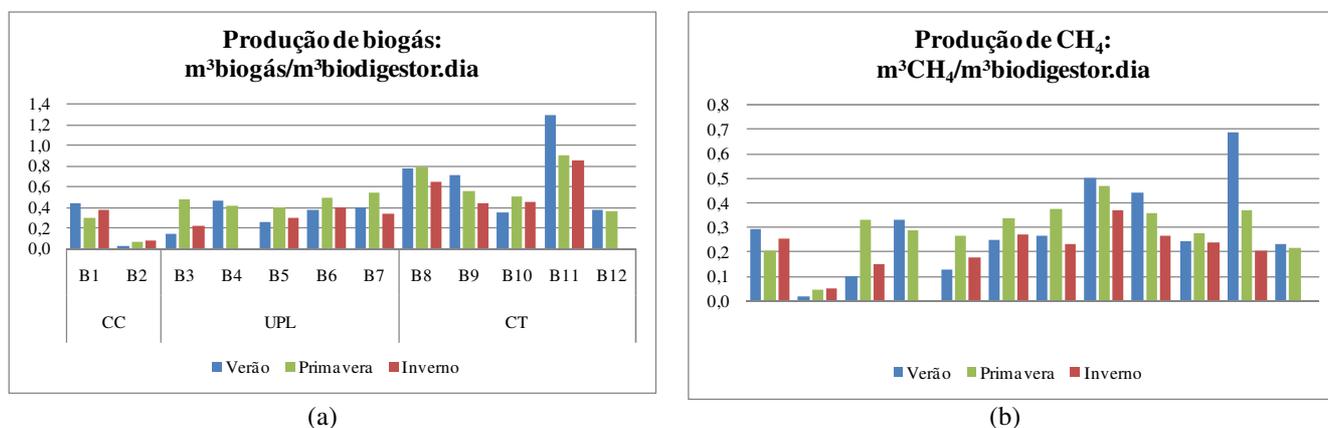


Figura 48. (a) Relação da produção de biogás e volume do biodigestor. (b) Relação da produção de metano e volume do biodigestor.

O B2 apresentou os menores valores da produção de biogás em relação ao volume do biodigestor, em função do grande volume do biodigestor em relação aos demais (4.000 m³), a variação foi de 0,028 a 0,083 m³biogás/m³.dia. Ferreira, Amaral e Lucas Jr. (2001) obtiveram uma faixa entre 0,043 e 0,21 m³biogás/m³.dia, cujo valor inferior é intermediário à faixa encontrada no B2. Já no B11, que apresenta o segundo menor volume útil (é maior apenas do B1), com 123 m³, foi encontrada a maior relação: 1,29 m³biogás/m³.dia.

As médias no sistema UPL foram 0,33 m³biogás/m³.dia no verão, 0,32 m³biogás/m³.dia no inverno e 0,47 na primavera m³biogás/m³.dia. As relações apresentadas no verão e no inverno se aproximam do que foi encontrado por Feinden et al. (2004 apud Angonese et al., 2006) cujo valor é 0,29 m³ biogás/m³.dia.

No sistema CT foi obtida uma média de 0,70 m³biogás/m³.dia no verão, 0,60 m³biogás/m³.dia no inverno e 0,63 m³biogás/m³.dia na primavera, sendo que a última coincide com o valor encontrado por Angonese et al. (2006) em sua pesquisa com biodigestor de dejetos de suínos. Oliveira (2005), em um estudo com simulação de modelo matemático para dimensionamento de biodigestores, obteve uma faixa de produção específica de biogás entre 0,70 a 1,0 m³biogás/m³.dia, variando o TDH (22 ou 30 dias), a temperatura (20 ou 35°C) e a carga orgânica volumétrica de sólidos voláteis.

Em relação à produção de metano, o B2 atingiu os menores valores de da produção de metano em relação ao volume do biodigestor, entre 0,02 e 0,05 m³CH₄/m³.dia, valores inferiores ao mínimo encontrado por Oliveira e Foresti (2004), que obtiveram uma faixa entre 0,072 e 1,15 m³CH₄/m³.dia.

No sistema UPL foi obtida uma média de 0,21 m³CH₄/m³.dia no verão e no inverno, e 0,32 m³CH₄/m³.dia na primavera. Quanto ao sistema CT, no verão foi encontrada uma relação de 0,42 m³CH₄/m³.dia, no inverno 0,27 m³CH₄/m³.dia e na primavera 0,34 m³CH₄/m³.dia.

6.8 RELAÇÃO DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS E METANO POR SUÍNO

O número de suínos se manteve praticamente constante nas propriedades correspondentes, exceto em casos nos quais as coletas coincidiram com o encaminhamento dos animais para o abate.

No B1 (Tabela 37) houve uma variação de 0,028 m³biogás/matriz.h a 0,041 m³biogás/matriz.hora. A produção do B2 variou de 0,010 m³biogás/matriz.h a 0,023 m³biogás/matriz.h. A faixa do B1 chegou a atingir um valor máximo mais elevado, porém, em

relação ao B2 e aos demais valores, estes foram inferiores ao recomendado pelo CCE (2000) para uma matriz de ciclo completo, que é 0,036 m³biogás/matriz.h (0,866 m³/animal.dia).

Tabela 37. Produção de biogás por matriz no B1 e B2.

Biodigestor	m ³ biogás/matriz.hora			m ³ biogás/matriz.dia		
	Verão	Inverno	Primavera	Verão	Inverno	Primavera
B1	0,041	0,035	0,028	0,984	0,846	0,660
B2	0,010	0,029	0,023	0,232	0,688	0,563

Para o sistema CC e UPL, a produção de biogás e de metano foi estabelecida em função do número de matrizes, pois o cálculo da produção de dejetos é baseado na quantidade das mesmas, enquanto que para o CT foi considerado o número total de suínos. Na Tabela 38 são apresentadas as médias para os sistemas UPL e CT.

Tabela 38. Produção média de biogás em função do número de animais.

Sistema de criação	Período	Média - m ³ biogás/animal.hora*	Média - m ³ biogás/animal.dia*
UPL	Verão	0,032	0,757
	Inverno	0,034	0,816
	Primavera	0,049	1,175
CT	Verão	0,010	0,246
	Inverno	0,009	0,205
	Primavera	0,009	0,219

* Para UPL: matriz.hora; para CT: suíno.hora.

No sistema UPL, a média de produção de biogás por matriz, na época do verão e do inverno ficou em torno de 0,03 m³biogás/matriz.hora, e na primavera, 0,05 m³biogás/matriz.h. Esta faixa abrange a relação indicada para uma matriz de UPL, que é 0,038 m³biogás/h (0,933 m³/animal.dia), indicado pelo CCE (2000).

No sistema CT, a média se manteve praticamente constante, em 0,01 m³biogás/suíno.h, para todas as épocas, valor recomendado por Oliveira et al. (1993), que equivale a 0,24 m³biogás/suíno.dia.

Em relação ao metano, o B1 (Tabela 39) obteve, para as diferentes épocas do ano, médias entre 0,019 m³CH₄/matriz.h e 0,027 m³CH₄/matriz.h, as quais incluem o valor recomendado pelo CCE (2000): 0,023 m³CH₄/matriz.h (0,563 m³CH₄/animal.dia). No B2, a média foi entre 0,006 e 0,018 m³CH₄/matriz.h, inferior a recomendação do CCE (2000).

Tabela 39. Produção de metano por matriz no B1e B2.

Biodigestor	m ³ CH ₄ /matriz.hora			m ³ CH ₄ /matriz.dia		
	Verão	Inverno	Primavera	Verão	Inverno	Primavera
B1	0,027	0,024	0,019	0,652	0,574	0,455
B2	0,006	0,018	0,015	0,141	0,433	0,353

No sistema UPL, no verão e inverno a média se manteve igual a 0,02 m³CH₄/matriz.h e 0,03 m³CH₄/matriz.h na primavera. Esta faixa abrange os valores indicados pelo CCE (2000) para uma matriz do sistema UPL, que é 0,025 m³CH₄/matriz.h (0,606 m³CH₄/matriz.dia).

Para o sistema CT, as médias ficaram entre 0,004 m³CH₄/suíno.h e 0,006 m³CH₄/suíno.h. Estas médias permaneceram inferiores ao que recomenda CCE (2000) para suínos em terminação, 0,022 m³CH₄/suíno.h (0,519 m³CH₄/suíno.dia). Na Tabela 40 são apresentadas as médias dos sistemas UPL e CT.

Tabela 40. Produção média de metano em função do número de animais.

Sistema de criação	Período	Média -	Média -
		m ³ CH ₄ /animal.hora*	m ³ CH ₄ /animal.dia*
UPL	Verão	0,021	0,492
	Inverno	0,022	0,535
	Primavera	0,033	0,801
CT	Verão	0,006	0,150
	Inverno	0,004	0,101
	Primavera	0,005	0,130

* Para UPL: matriz.hora; para CT: suíno.hora.

A partir dos resultados obtidos da relação da produção de biogás e metano (Tabela D6, APÊNDICE D) em função do número animais abrangidos neste estudo, há a possibilidade de ser feita uma estimativa dessa produção para os municípios (Braço do Norte e Concórdia) em que foi realizada a pesquisa e para o Estado, que será abordado no item 6.9.1.

6.9 REGIONALIZAÇÃO DE PARÂMETROS

6.9.1 Potencialidade de produção de biogás e metano

Para realizar esta estimativa considerou-se o número total de suínos (efetivo) em Santa Catarina levantado pelo IBGE (2007) que corresponde a 7,156 milhões. Também foi considerado o número de suínos para os municípios de Braço do Norte e Concórdia, 198,65 e 465,65 mil cabeças, respectivamente.

A partir das médias obtidas (item 6.8), em relação à produção de biogás e metano, foram consideradas apenas aquelas obtidas para o sistema CT, cujo cálculo é baseado no número total de suínos, pois nos outros sistemas é em função do número de matrizes.

As Tabelas 41, 42 e 43 mostram as estimativas referentes à regionalização dos parâmetros, em termos de produção de biogás e metano, baseados no efetivo de suínos nos municípios de Braço do Norte, Concórdia e para o estado de Santa Catarina.

Tabela 41. Estimativa da produção de biogás e metano para Braço do Norte.

	Produção média*	Estimativa para Braço do Norte			
		(m ³ /hora)	(mil m ³ /dia)	(mil m ³ /mês)	(milhões m ³ /ano)
Biogás	0,009 (m ³ biogás/suíno.hora)	1788	43	1287	15
	0,224 (m ³ biogás/suíno.dia)				
Metano	0,005 (m ³ CH ₄ /suíno.hora)	993	24	715	9
	0,120 (m ³ CH ₄ /suíno.dia)				

*Produção baseada nas médias obtidas para o sistema CT neste estudo.

Tabela 42. Estimativa da produção de biogás e metano para Concórdia.

	Produção média*	Estimativa para Concórdia			
		(m ³ /hora)	(mil m ³ /dia)	(milhões m ³ /mês)	(milhões m ³ /ano)
Biogás	0,009 (m ³ biogás/suíno.hora)	4191	101	3	36
	0,224 (m ³ biogás/suíno.dia)				
Metano	0,005 (m ³ CH ₄ /suíno.hora)	2328	56	2	20
	0,120 (m ³ CH ₄ /suíno.dia)				

*Produção baseada nas médias obtidas para o sistema CT neste estudo.

Tabela 43. Estimativa da produção de biogás e metano para o Estado.

	Produção média*	Estimativa para Santa Catarina			
		(mil m ³ /hora)	(mil m ³ /dia)	(milhões m ³ /mês)	(milhões m ³ /ano)
Biogás	0,009 (m ³ biogás/suíno.hora)	64	1546	46	556
	0,224 (m ³ biogás/suíno.dia)				
Metano	0,005 (m ³ CH ₄ /suíno.hora)	36	859	26	309
	0,120 (m ³ CH ₄ /suíno.dia)				

*Produção baseada nas médias obtidas para o sistema CT neste estudo.

É possível verificar uma estimativa de 15 milhões de m³ biogás/ano para o município de Braço do Norte, com 9 milhões de m³ CH₄/ano. Para o município de Concórdia, a capacidade de produção calculada é 36 milhões de m³ biogás/ano e 20 milhões de m³ CH₄/ano. Já para o estado de Santa Catarina foi estimado um volume de 556 milhões de m³ biogás/ano e 309 milhões de m³ CH₄/ano.

6.9.2 Parâmetros recomendados para aplicação em projetos de biodigestores

A partir dos resultados dos biodigestores que apresentaram o melhor desempenho foi realizada a análise dos aspectos operacionais, como descrito nas proposições a seguir:

a) Carga orgânica volumétrica (COV) de sólidos voláteis aplicada (Kg SV/ m³. dia)

Considerando os biodigestores que apresentaram uma carga aplicada dentro das recomendações da literatura, considerou-se a faixa de 0,54 (B9) a 1,66 Kg SV_{apli}/ m³. dia (B10), sendo que estes valores extremos foram atingidos no inverno. Foi feita uma média geral dos valores que se são abrangidos pela faixa citada, sendo desconsiderada a separação pela época do ano e sistema de criação.

Os biodigestores que apresentaram cargas aplicadas de acordo com a literatura foram:

- Verão: B10;
- Inverno: B1, B3, B5, B6, B8, B9 e B10;
- Primavera: B1 e B12.

A carga orgânica volumétrica média aplicada foi 0,8 Kg SV_{apli}/ m³. dia, sendo desta forma um parâmetro recomendado a partir desta pesquisa, que poderia ser considerado no momento de dimensionar os biodigestores, auxiliando na obtenção de melhores condições operacionais.

b) Produção de gás metano ($m^3 CH_4/kg SV_{remov}$)

Baseado na literatura, foi considerado o valor $0,45 m^3 CH_4/kg SV_{remov}$ (LA FARGE, 1995) e a faixa entre $0,50$ e $0,70 m^3 CH_4/kg SV_{remov}$ (PAGILLA; KIM; CHEUBARN, 2000; HILL; TAYLOR; GRIFT, 2001; MØLLER et al., 2007; CHAE et al., 2008). Os biodigestores que apresentaram a produção de metano dentro de uma faixa mais aproximada do que é indicado na literatura são descritos a seguir:

- Verão: B1, B2 e B10;
- Inverno: B1, B6 e B9;
- Primavera: B5.

Os valores extremos considerados para os biodigestores selecionados foram $0,40$ (B6) e $0,75 m^3 CH_4/kg SV_{remov}$ (B1), em que a média obtida entre estes valores foi $0,56 m^3 CH_4/kg SV_{remov}$.

Em alguns dos biodigestores (B1, B5, B6, B9, B10) aqui apresentados, houve coincidência com o parâmetro da carga orgânica volumétrica de SV aplicada (descrito acima), em termos de melhor desempenho.

c) Produção de gás metano/animal ($m^3CH_4/animal.dia$)

De acordo com o que CCE (2000), o valor de $0,563 m^3CH_4/matriz.dia$ é recomendado para o sistema CC, $0,606 m^3CH_4/matriz.dia$ para o UPL e para o sistema CT é $0,519 m^3CH_4/animal.dia$. Fazendo-se uma média entre relações de produção de metano para os diferentes sistemas descritos por CCE (2000) é obtido $0,56 m^3CH_4/animal.dia$.

Para o cálculo deste parâmetro, na presente pesquisa, consideraram-se os valores mais elevados para cada sistema de criação nas diferentes épocas, os quais ficaram entre $0,15$ e $1,23 m^3CH_4/animal.dia$, com o objetivo de obter o maior volume produzido por animal (conforme a literatura). Os biodigestores considerados foram:

- Verão: B1, B7 e B9;
- Inverno: B1; B7; B8;
- Primavera: B1, B3 e B8.

Deste modo, foi efetuada a média entre esses valores atingindo $0,53 m^3CH_4/animal.dia$, cujo valor é aproximado da média encontrada na literatura, podendo auxiliar na concepção de projetos de biodigestores para a suinocultura.

7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

7.1 CONCLUSÕES

Neste trabalho foram avaliados doze biodigestores de dejetos de suínos, visando à produção de biogás juntamente com a determinação das eficiências. Para isso, foram determinadas a composição e a vazão do biogás para cada biodigestor integrando à sua capacidade de remoção de matéria orgânica. A partir destes dados foi possível fazer uma estimativa do potencial de produção de biogás e de metano para regiões estudadas e para o Estado, e estimar também parâmetros regionalizados com finalidade de serem utilizados para o tratamento anaeróbio de dejetos de suínos através de biodigestores. De acordo com condições de realização deste estudo, com base na revisão bibliográfica, metodologia e discussão dos resultados obtidos, são apresentadas as seguintes conclusões:

- ✓ As condições ambientais observadas para a digestão anaeróbia se apresentaram, na maioria dos biodigestores, adequadas e compatíveis com a literatura; o pH, tanto para o afluente quanto o efluente se manteve dentro da faixa da neutralidade, com condições propícias para a atividade anaeróbia. O potencial redox também manteve valores que indicam a anaerobiose e metanogênese, atingindo valores médios em cerca de -300 mV. Em relação às temperaturas do afluente/efluente, essas se mantiveram aproximadas da temperatura ambiente no momento das medições, sendo que as médias não foram inferiores a 15°C.
- ✓ Os dejetos brutos apresentaram médias com 57,1 g/L de DQO; 56,6 g/L de ST; 40,4 g/L de SV. A média do pH e potencial redox para os dejetos brutos foram 7,65 e -369 mV, respectivamente.
- ✓ A eficiência média geral de remoção de matéria orgânica atingida foi de 72% para DQO, 68% para ST e 75,5% para SV. Em relação à DQO, os extremos de eficiência remoção foram 27,7 (B11) a 97,3% (B1). Para os ST a eficiência variou de 15,7 (B2) a 96,5% (B1), e para o SV os extremos atingiram 23,6 (B10) e 98,1% (B1). Foi possível verificar que as maiores eficiências de remoção de matéria orgânica foram obtidas no B1.
- ✓ As concentrações em termos de DQO, ST e SV na maioria dos biodigestores, para o afluente, atingiram valores mais elevados no período do inverno, o que pode ser

caracterizado pelo provável menor consumo e desperdício de água nas instalações, devido às temperaturas mais baixas.

- ✓ Quanto à composição do biogás, foram atingidas concentrações médias de CH₄ esperadas e dentro das recomendações da literatura, indicando uma boa qualidade. A média geral da concentração obtida nos biodigestores estudados foi 61,5%. A concentração mínima encontrada foi 23,6% no B11 e o valor máximo foi 70,4% no B4.
- ✓ A concentração média de CO₂ encontrada foi 37,5%. Não foi possível determinar as concentrações de H₂S, pelo fato destas ultrapassarem o limite do sensor (1000 ppm).
- ✓ A média geral das vazões de biogás observadas foi 5,69 m³/h, sendo a mínima 1,10 m³/h (B1) e a máxima 13,76 m³/h (B2). As oscilações, registradas entre os diferentes biodigestores, está associada às características operacionais de cada um, aos diferentes volumes de dejetos produzidos e às características físico-químicas dos dejetos brutos.
- ✓ Em relação à regionalização de parâmetros, foi estimado um potencial de produção de biogás para o estado de Santa Catarina em torno de 556 milhões de m³ /ano, e em relação ao metano foi 309 milhões de m³ /ano. Para o município de Braço do Norte, a estimativa chegou 15 milhões de m³ biogás/ano e para o metano 9 milhões de m³ /ano. Em relação ao município de Concórdia, a produção estimada de biogás atingiu 36 milhões de m³/ano, e o volume de CH₄ chegou a 20 milhões de m³ /ano.
- ✓ A carga orgânica volumétrica (COV) média encontrada foi 0,8 Kg SV_{apli}/ m³.dia, obtida em função dos biodigestores com melhor desempenho, sendo considerada assim, um parâmetro recomendado a partir desta pesquisa. Esta relação (Kg SV_{apli}/ m³.dia) poderia ser avaliada no momento de dimensionar os biodigestores, auxiliando na obtenção de melhores condições operacionais, fazendo parte da regionalização de parâmetros abordada neste trabalho.
- ✓ Para o parâmetro da produção CH₄ em relação à carga de SV removida, em que foram considerados os biodigestores com melhor desempenho, a média obtida foi 0,56 m³ CH₄/ kg SV_{remov}. Em relação à produção de gás metano/animal, foi efetuada a média entre os valores mais elevados dos biodigestores, atingindo 0,53 m³CH₄/animal.dia.

7.2 RECOMENDAÇÕES

As recomendações aqui apresentadas servem como sugestões para os trabalhos futuros, que darão continuidade ao tema abordado nesta dissertação:

- ✓ Realizar o monitoramento contínuo, ao longo de um tempo determinado, dos biodigestores a serem avaliados, selecionando um biodigestor corresponde a cada sistema de criação, de forma a obter um perfil dos parâmetros monitorados e a caracterização do comportamento de cada biodigestor.
- ✓ Viabilizar a instalação de hidrômetros nas granjas correspondentes aos biodigestores estudados, de modo a controlar o consumo de água e determinar com maior precisão o volume de efluente a ser tratado, bem como controlar as condições operacionais, como a carga orgânica volumétrica de SV aplicada e o TDH necessário, para garantir melhor eficiência de remoção de matéria orgânica e produção de biogás.
- ✓ Acompanhar o manejo dos suínos e dos resíduos gerados (dejetos, restos de ração, resíduos de medicamentos e produtos para higienização das instalações, entre outros), durante o monitoramento dos biodigestores, com o objetivo de constatar as possíveis interferências pontuais no desempenho da atividade anaeróbia (principalmente a formação de metano) como as alterações de pH e potencial redox.
- ✓ Realizar medições de vazão do biogás intercaladas ao longo de vinte e quatro horas, de modo a obter maior precisão para esta variável.
- ✓ Avaliar formas viáveis de aproveitar biogás produzido, para fins energéticos, como uma fonte renovável para a geração de diferentes formas de energia.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, R. G. C. M. **Tratamento e valorização de dejetos da suinocultura através de processo anaeróbio – operação e avaliação de diversos reatores em escala real.** 2007. 149 p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

ALVES, R. G. C. M.; BELLI FILHO, P.; PHILIPPI, L.S.; HENN, A.; MONTEIRO, L.W. S. **Digestores Anaeróbios para Tratamento de Dejetos Suínos-Avaliação de Partida para Diferentes Configurações de Reatores.** In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia sanitária E Ambiental. Campo Grande, 2005. p. 1-7.

ANGONESE, A. R.; CAMPOS A. T.; PALACIO, S. M.; SZYMANSKI, N. **Avaliação da eficiência de um biodigestor tubular na redução da carga orgânica e produção de biogás a partir de dejetos de suínos.** 2006. Disponível em: <<http://paginas.agr.unicamp.br/energia/agre2006/pdf/56.pdf>> Acesso em: 12 de abr. 2009.

APHA. **Standard Methods for the examination of water and wastewater.** 21th ed. Washington: American Public Health Association, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10701:** Determinação de pontos de amostragem em dutos e chaminés de fontes estacionárias. 1989.

ATLAS, R. M.; BARTHA, R. **Microbial ecology fundamentals and applications.** Third edition, USA, The Benjamin/Cummings Publishing Company, INC, 1993. 563p.

BELLI FILHO, P. **Stockage et odeurs des dejections animales cas du lisier de porc.** Thèse de Doctorat de L'Univesrsité de Rennes I. France. 1995. 181 p.

BELLI FILHO, P.; CASTILHOS JR., A. B.; COSTA, R. H. R.; SOARES, S. R.; PERDOMO, C. C. Tecnologias para o tratamento de dejetos suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande-PB, v. 5, n. 1, p. 166-170, jan./abr. 2001.

BELLI FILHO, P.; SILVA, G. P.; SANTO, C. L.; LISBOA, H. M.; CARMO JR., G. N. **Avaliação de impactos de odores em bacias hidrográficas com produções de suínos.** Engenharia Sanitária Ambiental, vol.12, n.3, p. 252-258. 2007.

BRAÇO DO NORTE. **Características e clima.** Disponível em: <<http://www.bracodonorte.sc.gov.br/conteudo/?item=13221&fa=1965&PHPSESSID=f2057b6c37bd52f1cd479deb6733dddb>>. Acesso em: 20 mai. 2009.

CAMPOS, C. M. M.; MOCHIZUKI, E. T.; DAMASCENO, L. H. S.; BOTELHO, C. G. Avaliação do potencial de produção de biogás e da eficiência de tratamento de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) alimentado com dejetos de suínos. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 29, n. 4, p. 848-856, jul/ago., 2005.

CARMO JR., G. N. R. **Aplicabilidade do reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) para o tratamento de resíduos líquidos da suinocultura.** 1998, 69 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1998.

CAZARRÉ, M. M. **Otimização de lagoas anaeróbias para o tratamento de dejetos de suínos.** 2001, 98 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2001.

Centro para a Conservação de Energia - CCE- **Guia Técnico de Biogás.** ADENE – Agência para a Energia, Amadora, Portugal, 2000. 106 p.

CHAE, K. J.; JANG A.; YIM S. K.; KIM, I. S. The effects of digestion temperature and temperature shock on the biogás yields from the mesophilic anaerobic digestion of swine manure. **Bioresource Technology**, v.99, p. 01-06, 2008.

CHERNICHARO, C. A L. **Reatores Anaeróbios.** Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais. v. 5. Belo Horizonte, 1997. 245 p.

CONCÓRDIA. **Dados do território e estatísticas do município.** Disponível em: <<http://www.concordia.sc.gov.br/municipio.htm#>>. Acesso em: 20 mai. 2009.

COSTA, C. C. da. **Avaliação de sistema anaeróbio (RAC – UASB) no tratamento de água residuária de suinocultura e aplicação via fertirrigação, em feijão-vagem cultivado em ambiente protegido.** 2007. 174p. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2007.

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

DARTORA, V.; PERDOMO, C. C.; TUMELERO, I. L. Manejo de dejetos de suínos. In: **Boletim Informativo de Pesquisa - Embrapa Suínos e Aves e Extensão - EMATER/RS. BIPERS** nº 11, ano 7. Concórdia. 1998. 32 p.

DENG, L.; CAI, C.; CHEN, Z. The treatment of pig slurry by a full-scale anaerobic-adding raw wastewater-intermittent aeration process. **Biosystems engineering**, v. 98, p. 327-334, 2007.

DE SUTTER, T. M.; HAM, J. M. Lagoon-biogas emissions and carbon balance estimates of a swine production facility. **Journal of Environmental Quality**, v. 34, p. 198-206, 2005.

ENSINAS, A. V. **Estudo da geração de biogás no aterro sanitário Delta em Campinas - SP.** 2003, 145p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

FENG, C.; SHIMADA S.; ZHANG, Z.; MAEKAWA, T. A pilot plant two-phase anaerobic digestion system for bioenergy recovery from swine wastes and garbage. **Waste Management**. 1-8 p. 2007.

FERNANDES, G. F. R.; OLIVEIRA, R. A. de. Desempenho de processo anaeróbico em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 26, n. 1, p 243-256. 2006.

FERREIRA, F. L. A.; AMARAL, L. A.; LUCAS JR.; J. Desempenho do reator de fluxo ascendente com leito de lodo (UASB) na redução do poder poluente de águas residuárias da suinocultura. **Holos Environment**, v. 1, n. 2, p. 228-237, 2001.

FRONDIZI, I. M. R. L. (Coord. Geral). **O mecanismo de desenvolvimento limpo**: guia de orientação 2009. 136 p. Rio de Janeiro, 2009. Disponível em: <http://www.mct.gov.br/upd_blob/0202/202614.pdf>. Acesso em: 19 jun. 2009.

GERARDI, Michael M. **The microbiology of Anaerobic Digestors**. John Wiley & Sons, Inc., New Jersey, USA, 2003. 177 p.

GOSMANN, H. A. **Estudos comparativos com bioesterqueira e esterqueira para o armazenamento e valorização dos dejetos de suínos**. 1997. 126 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1997.

GREENHOUSE GAS TECHNOLOGY CENTER. **Test and quality assurance plan swine waste electric power and heat production systems**: Capstone MicroTurbine And Martin Machinery Internal Combustion Engine. Estados Unidos: EPA, nov. 2002. 116p. Disponível em: <<http://www.epa.gov/etv/pubs/sriusepaghgqap22.pdf>>. Acesso em: 08 dez. 2008.

GUSMÃO, M. M. F. C. C. **Produção de biogás em diferentes sistemas de criação de suínos em Santa Catarina**. 2008. 170 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

GUSMÃO, M. M. F. C. C.; DAL MAGO, A.; ARAUJO, I. S.; OLIVEIRA, P. A. V.; BELLI FILHO, P. **Diagnostico da produção de biogás em reatores anaeróbios no tratamento de dejetos de suínos em Santa Catarina**. In: 31º Congresso Interamericanos de Ungenieria Sanitaria y Ambiental, 2008, Santiago. 31º Congresso Interamericanos de Ungenieria Sanitaria y Ambiental. Santiago : AIDIS, 2008. v. 31. p. 1-11.

HANSEN, K. H.; ANGELIDAKI, I.; AHRING, B. K. Anaerobic Digestion of Swine Manure: Inhibition by Ammonia. **Water Research**, v. 32, n. 1, p. 5-12, 1998.

HENN, A. **Avaliação de dois sistemas de manejo de dejetos em uma pequena propriedade produtora de suínos – condição de partida**. 2005, 157p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

HENN, A.; BELLI FILHO, P.; PHILIPPI, L.S. **Comportamento de partida e avaliação de um sistema de tratamento e armazenamento de dejetos de suínos em uma pequena propriedade rural no município de Braço do Norte – SC.** In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande, 2005. p. 1-7.

HILL, D. T.; TAYLOR, S. E.; GRIFT, T. E. Simulation of low temperature anaerobic digestion of dairy and swine manure. **Bioresource Technology**, v. 78, p. 127-131, 2001.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. **Produção da Pecuária Municipal 2007.** Volume 35. 62p. Rio de Janeiro, 2008. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/ppm/2007/ppm2007.pdf>>. Acesso em: 19 jun. 2009.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Cartograma: **Pecuária 2007: Suínos – efetivos dos rebanhos–(cabeças).** 2007. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/cartograma/mapa.php?uf=42&codMun=420280&tema=prodpec2007&codv=v06&tituloTema=Pecuária%202007&titulo=Suínos%20-%20efetivo%20dos%20rebanhos&unidade=cabeças&legenda=&lang>>. Acesso em: 19 jun. 2009.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. **Mapas Interativos.** Disponível em: <http://mapas.ibge.gov.br/clima/viewer.htm>. Acesso em: 29 mai. 2009.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. Summary for Policymakers. In: **Climate Change 2007: The Physical Science Basis.** Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007. Disponível em <<http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg1/ar4-wg1-spm.pdf>> Acesso em: 18 set. 2008.

LA FARGE, B. d. **Le biogas – Procédés de fermentation méthanique.** Paris: Masson, 1995. 237 p.

LAGRANGE, B. **Biomethane: principes, techniques, utilisations.** Édisud/Énergies alternatives. Aix-en-Provence, 1979. 246 p.

LIMA, G. J. M. M.; NONES, K. A influência da nutrição sobre o potencial poluente dos dejetos de suínos. In: IX CONGRESSO BRASILEIRO DE VETERINÁRIOS ESPECIALISTAS EM SUÍNOS. **Anais...** Belo Horizonte, 1999. p. 92 – 106.

LIMA, M. A.; PESSOA M. C. P. Y.; LIGO, M. A. V. Emissões de metano da pecuária. In: BRASIL. Ministério da Ciência e Tecnologia. **Primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa:** relatórios de referência. Brasília, DF, 2006. 77p. Disponível em: <http://www.mct.gov.br/upd_blob/0008/8806.pdf>. Acesso em: 15 ago. 2008.

LIU, K.; TANG, Y. Q.; MATSUI, T.; MORIMURA, S.; WU, X. L.; KIDA, K. Thermophilic anaerobic co-digestion of garbage, screened swine and dairy cattle manure. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 107, n. 1, p. 54-60, 2009.

LOURENÇO, A. M. P. **Desempenho de um sistema composto de reator UASB filtro anaeróbio e lagoa aerada facultativa para o tratamento das águas residuárias da suinocultura**. 2006. 129 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2006.

MAGBANUA JUNIOR, B. S.; ADAMS, T. T.; JOHNSTON, P. Anaerobic codigestion of hog and poultry waste. **Bioresource Technology**, v. 76, p. 165-168, 2001.

MALINA JR, J. F.; POHLAND, F. G. **Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes**. Vol. 7. Water Quality Management Library. USA, 1992. 214 p.

Mapa Interativo de Santa Catarina. Disponível em: <<http://www.mapainterativo.ciasc.gov.br/>>. Acesso em: 29 mai. 2009.

MASSÉ, D. I.; MASSE, L.; CROTEAU, F. The effect of temperature fluctuations on psychrophilic anaerobic sequencing batch reactors treating swine manure. **Bioresource Technology**, v. 89, p. 57-62, 2003.

MASSÉ, D. I.; CROTEAU, F.; MASSE, L. The fate of crop nutrientts during digestion of swine manure in psychrophilic anaerobic sequencing batch reactors. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 2819-2823, 2007.

MASSOTTI, Z. Viabilidade Técnica e economia do biogás a nível de propriedade. In: **Curso de capacitação em práticas sustentáveis**. Treinamentos 2002. PNMA II, Embrapa Suínos e Aves. Concórdia. p. 102 – 108. 2002.

MEDRI, W. **Modelagem e otimização de sistemas de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos suínos**. 1997. 206 p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1997.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4a ed., New York: McGraw-Hill, 2003.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering treatment disposal**. McGraw-Hill Publishing Company LTD. TMH edition. New York, 1982.

MILLS, I.; CVITAS, T.; HOMANN, K.; KALLAY, N. KUCHITSU, K. **Quantities, units and symbols in physical chemistry**. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1993. 165p.

MIRANDA, C. R. **Avaliação de estratégias para sustentabilidade da suinocultura**. 2005. 264 p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

MØLLER, H. B.; SOMMER, S. G.; AHRING, B. K. Methane productivity of manure, straw and fractions of manure. **Biomass and Bioenergy**, v. 26, p. 485-495, 2004.

MØLLER, H. B.; NIELSEN, A. M.; NAKAKUBO, R.; OSLEN, H. J. Process performance of biogas digesters incorporating pre-separated manure. **Livestock Science**, v. 112, p. 217-223, 2007.

MONTEIRO, L. W. S. **Avaliação do desempenho de dois sistemas em escala real para o manejo dos dejetos suínos: lagoa armazenamento comparada com biodigestor seguido de lagoa de armazenamento**. 2005. 146 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

NDEGWA, P. M.; HAMILTON, D. W.; LALMAN, J. A.; CUMBA, H. J. Effects of cycle-frequency and temperature on the performance of anaerobic sequencing batch reactors (ASBRs) treating swine waste. **Bioresource Technology**, p. 1-9, 2007.

OGLIARI, P. J.; ANDRADE, D. F. **Estatística básica aplicada às ciências agrônômicas e biológicas: com noções de experimentação**. Apostila de aula. Florianópolis, SC. 352 p. 2004.

OGLIARI, P. J.; PACHECO, J.A. **Análise estatística usando o STATISTICA® 6.0**. Apostila de aula. Florianópolis, SC. 131 p. 2004.

OLIVEIRA, P. A. V. et al. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. EMBRAPA-CNPSA, Concórdia, 1993. 188 p.

OLIVEIRA, P. A. V. Produção e manejo de dejetos suínos. In: **Curso de capacitação em práticas ambientais sustentáveis**. Treinamentos 2002. Embrapa suínos e Aves. Concórdia, 2002a. p. 72-90.

OLIVEIRA, P. A. V. **Projeto de biodigestor e estimativa da produção de biogás em sistema de produção**. Embrapa Suínos e Aves. Comunicado Técnico, 417, 8p. Concórdia, 2005.

OLIVEIRA, P. A. V. Uso racional da água na suinocultura. In: **Curso de capacitação em práticas sustentáveis**. Treinamentos 2002. PNMA II, Embrapa Suínos e Aves. Concórdia. p. 63 – 71. 2002b.

OLIVEIRA, P. A. V., HIGARASHI, M. M. **Geração e utilização do biogás em unidades de produção de suínos**. Programa Nacional do Meio Ambiente – PNMA II; Projeto de Controle da Degradação Ambiental Decorrente da Suinocultura em Santa Catarina. Embrapa Suínos e Aves. Concórdia, 2006. 41 p.

OLIVEIRA, P. A. V.; SILVA, A. P. **As edificações e os detalhes construtivos voltados para o manejo de dejetos na suinocultura**. Programa Nacional do Meio Ambiente – PNMA II; Projeto de Controle da Degradação Ambiental Decorrente da Suinocultura em Santa Catarina. Documentos 113 - Embrapa Suínos e Aves. Concórdia, 2006. 40 p.

OLIVEIRA, R. A. de; FORESTI, E. Balanço de massa de reatores anaeróbicos de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) tratando águas residuárias de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 24, n. 3, p. 807-820, 2004.

PAGILLA, K. R.; KIM, H.; CHEUNBARN, T. Aerobic thermophilic and anaerobic mesophilic treatment of swine waste. **Water Research**, v. 34, n. 10, p. 2747-2753, 2000.

PERDOMO, C. C. **Sugestões para o manejo, tratamento e utilização de dejetos de suínos**. Instrução técnica para o suinocultor. Embrapa Suínos e Aves, 2p, Concórdia, 1999.

PERDOMO; C. C.; OLIVEIRA, P. A. V.; KUNZ, A. **Sistemas de tratamento de dejetos de suínos: inventário tecnológico**. Embrapa Suínos e Aves. Documentos 85, 83p. Concórdia, 2003.

PEREIRA-RAMIREZ, O.; QUADRO, M. S.; ANTUNES, R. M.; KOETZ, P. R. Influência da recirculação e da alcalinidade no desempenho de um reator UASB no tratamento de efluente de suinocultura. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 10, n.1 p. 103-110, jan/mar., 2004.

PINTO, R. O. **Avaliação da digestão anaeróbia na bioestabilização de resíduos sólidos orgânicos, lodos de tanques sépticos, dejetos suínos e lixiviado**. 2006. 233 p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

ROESLER, M. R. V. B.; CESCONEITO, E. A. A produção de suínos e as propostas gestão de ativos ambientais: o caso da região de Toledo – Paraná. **Revista GEPEC on line**. Universidade do Oeste do Paraná, v. 7, n. 2, 2003. Disponível em <<http://e-revista.unioeste.br/index.php/gepec/article/view/293/211>>. Acesso em: 27 fev. 2009.

SANCHEZ, E.; BORJA, R.; TRAVIESO, L.; MARTÍN, A.; COLMENAREJO, M. F. Effect of organic loading rate on the stability, operational parameters and performance of a secondary upflow anaerobic sludge bed reactor treating piggery waste. **Bioresource Technology**, v.96, p.335-344, 2005.

SANTA CATARINA. Fundação Do Meio Ambiente – FATMA. **Instrução Normativa – IN-11 - Suinocultura**. Florianópolis, 2004. Disponível em <[http://www.fatma.sc.gov.br/download/IN_0312/htm/In_11\(Suinocultura\).htm](http://www.fatma.sc.gov.br/download/IN_0312/htm/In_11(Suinocultura).htm)>. Acesso em: 12 nov. 2008.

SANTANA, A. M.; OLIVEIRA, R. A. de. Desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.25, n.3, p.817-830, set./dez. 2005.

SANTOS, T. M. B. **Balanço energético e adequação do uso de biodigestores em galpões de frangos de corte**. 2001. 167 p. Tese (Doutorado). Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias. Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2001.

SCHERER, E. E. Aproveitamento do esterco de suínos como biofertilizante. In: **Curso de capacitação em práticas ambientais sustentáveis – Treinamentos 2002**. Embrapa suínos e Aves. Concórdia, 2002. p. 91-101.

SCHOENHALS, M.; FRARE, L. M.; SARMENTO, L. A. V. Análise do desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo no tratamento de efluentes da suinocultura. **Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal**, v.4, n.1, p.005-023, jan./jun. 2007.

SILVA, F. C. M. **Tratamento dos dejetos suínos utilizando lagoa de alta taxa de degradação em batelada**. 1996. 115 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1996.

SILVA, G. P. da. **Avaliação de incômodos olfativos emitidos pela suinocultura – estudos na Bacia do Hidrográfica do Rio dos Fragosos e na região urbana do município de Concórdia**. 2002. 108 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

SIMIONI, J. **Avaliação dos riscos ambientais pela acumulação de Cu e Zn nos solos fertilizados com dejetos de suínos**. 2001. 139 p. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2001.

SOUZA, C. F.; CAMPOS, J. A.; SANTOS, C. R.; BRESSAN, W. S.; MOGAMI, C. A. Produção volumétrica de metano – dejetos de suínos. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 32, n.1, p. 219-224, jan/fev., 2008.

TAKITANE, I. C. **Produção de dejetos e caracterização de possibilidades de aproveitamento em sistemas de produção de suínos com alta tecnologia no estado de São Paulo**. 2001. 137p. Tese (Doutorado). Faculdade de Ciências Agronômicas Campus Botucatu. Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2001.

VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. **Tratamento Anaeróbio de Esgotos - Um Manual para Regiões de Clima Quente**. Campina Grande/PB, 1994.

VIEIRA, S. M. M.; SILVA, J. W. Emissões de metano no tratamento e na disposição de resíduos. In: BRASIL. Ministério da Ciência e Tecnologia. **Primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa**: relatórios de referência. Brasília, DF, 2006. 86 p. Disponível em: <http://www.mct.gov.br/upd_blob/0008/8856.pdf>. Acesso em: 15 ago. 2008.

VIEIRA, V. F. **Mapeamento do risco da poluição suinícola em águas superficiais como subsídio ao ordenamento territorial: um estudo de caso em Braço do Norte/SC.** 2006. 137 p. Dissertação (Mestrado em Cadastro Técnico Multifinalitário e Gestão Territorial). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos de tratamento de esgotos.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. Vol. 2. Belo Horizonte, 1996. 211 p.

ZAGO, S. **Potencialidade de produção de energia através do biogás integrada à melhoria ambiental em propriedades rurais com criação intensiva de animais, na região do Meio Oeste Catarinense.** 2003. 90 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, 2003.

APÊNDICES

APÊNDICE A – Parâmetros do afluente/efluente analisados *in loco*

Tabela A1. Temperatura ambiente, afluente e efluente.

Sistema de criação	Biodigestor	Temperatura (°C)								
		Ambiente			Afluente			Efluente		
		Verão	Inverno	Primavera	Verão	Inverno	Primavera	Verão	Inverno	Primavera
CC	B1	23,5	18,0	25,5	24,7	17,1	19,7	24,3	16,0	19,4
	B2	25,8	25,3	25,5	24,3	22,3	23,0	24,7	20,7	22,1
	B3	30,7	21,0	23,0	24,4	16,0	18,4	24,4	15,4	18,4
	B4	29,1	-	25,6	25,1	-	18,7	26,4	-	18,5
UPL	B5	30,2	19,1	23,4	27,3	13,8	20,1	25,9	13,8	18,4
	B6	22,0	19,0	25,6	21,7	10,1	19,0	22,0	11,3	18,4
	B7	24,0	23,0	24,1	23,8	16,6	16,9	22,9	17,8	16,6
	B8	27,3	22,6	23,0	27,1	18,2	17,4	26,4	17,4	18,3
CT	B9	27,3	20,7	20,8	23,8	15,0	17,5	24,1	14,7	18,3
	B10	26,5	24,4	23,9	26,8	19,2	20,7	26,3	18,4	19,6
	B11	27,0	26,8	26,2	21,8	20,2	-	22,3	20,0	23,5
	B12	26,6	-	22,2	25,5	-	19,5	25,2	-	19,1

Tabela A2. Potencial hidrogeniônico (pH) afluente e efluente.

Sistema de criação	Biodigestor	pH					
		Afluente			Efluente		
		Verão	Inverno	Primavera	Verão	Inverno	Primavera
CC	B1	7,20	7,77	6,89	7,30	7,70	7,27
	B2	7,00	8,73	7,79	7,36	7,77	6,78
	B3	6,46	7,30	8,73	7,53	7,41	7,92
	B4	7,88	-	8,89	7,51	-	7,71
UPL	B5	8,01	7,89	7,16	7,24	7,12	7,01
	B6	7,47	7,96	7,06	7,41	7,14	6,65
	B7	6,49	8,47	6,76	8,21	7,15	6,72
	B8	8,43	7,77	7,96	8,00	7,52	7,00
CT	B9	7,43	7,14	7,88	7,80	7,52	7,42
	B10	7,48	7,13	7,90	7,75	7,54	6,91
	B11	8,00	7,93	-	7,70	6,81	6,71
	B12	7,54	-	7,95	8,16	-	7,04

Tabela A3. Potencial redox afluente e efluente.

Sistema de criação	Biodigestor	Eh (mV)					
		Afluente			Efluente		
		Verão	Inverno	Primavera	Verão	Inverno	Primavera
CC	B1	-339	-336	-305	-346	-363	-170
	B2	-394	-344	-437	-373	-354	-332
	B3	-342	-376	-403	-414	-346	-357
	B4	-376	-	-381	-387	-	-351
UPL	B5	-207	-383	-375	-362	-339	-359
	B6	-309	-379	-347	-308	-287	-312
	B7	-306	-408	-358	-71	-309	-316
	B8	-451	-372	-409	-384	-350	-331
CT	B9	-379	-349	-405	-400	-348	-360
	B10	-388	-363	-407	-390	-359	-344
	B11	-317	-405	-	-387	-317	-325
	B12	-402	-	-432	-377	-	-365

APÊNDICE B – Parâmetros do afluente/efluente analisados em laboratório

Tabela B1. Demanda Química de Oxigênio afluente/efluente e eficiência de remoção.

Sistema de criação	Biodigestor	DQO (g/L)						Eficiência de remoção (%)		
		Afluente			Efluente			Verão	Inverno	Primavera
		Verão	Inverno	Primavera	Verão	Inverno	Primavera			
CC	B1	112,46	110,59	158,10	3,05	10,80	5,53	97,3	90,2	96,5
	B2	50,82	18,75	17,15	3,41	8,99	8,87	93,2	52,1	48,3
	B3	29,25	104,59	25,66	2,48	4,90	3,61	91,5	95,3	85,9
	B4	7,59	-	12,31	4,37	-	5,12	42,4	-	58,4
UPL	B5	22,76	52,22	76,72	25,14	12,09	15,32	-	76,9	80,0
	B6	9,50	97,39	41,21	11,51	3,52	1,67	-	96,4	95,9
	B7	65,74	56,34	61,21	2,96	12,82	5,38	95,5	77,2	91,2
	B8	23,28	49,00	56,84	10,10	32,19	20,76	57,0	34,3	63,5
	B9	-	48,20	36,74	23,66	15,38	9,75	-	68,1	73,5
CT	B10	51,97	96,39	35,40	9,82	14,24	28,20	81,1	85,2	20,3
	B11	92,91	105,38	-	64,08	76,17	45,97	31,0	27,7	-
	B12	26,55	-	75,35	3,81	-	22,18	85,6	-	70,6

Tabela B2. Sólidos Totais afluente/efluente e eficiência de remoção.

Sistema de criação	Biodigestor	ST (g/L)						Eficiência de remoção (%)		
		Afluente			Efluente			Verão	Inverno	Primavera
		Verão	Inverno	Primavera	Verão	Inverno	Primavera			
CC	B1	60,27	94,90	142,17	2,11	8,09	6,95	96,5	91,5	95,1
	B2	16,83	17,73	14,68	2,51	14,94	10,78	85,1	15,7	26,6
	B3	22,17	158,65	23,83	5,89	8,54	5,46	73,4	94,6	77,1
	B4	4,09	-	11,09	5,80	-	6,12	-	-	44,8
UPL	B5	20,60	100,56	69,58	12,59	13,91	8,53	38,9	86,2	87,7
	B6	13,08	99,90	38,56	3,12	3,77	4,19	76,1	96,2	89,1
	B7	36,55	55,37	37,93	3,10	6,34	4,62	91,5	88,5	87,8
	B8	19,38	49,13	40,12	9,77	31,67	17,76	49,6	35,5	55,7
	B9	-	50,13	21,94	11,25	22,24	10,25	-	55,6	53,3
CT	B10	54,95	124,74	27,20	11,54	13,64	22,50	79,0	89,1	17,3
	B11	152,18	144,12	-	46,00	71,86	27,73	69,8	50,1	-
	B12	18,41	-	70,48	8,30	-	29,62	54,9	-	58,0

Tabela B3. Sólidos Voláteis afluente/efluente e eficiência de remoção.

Sistema de criação	Biodigestor	SV (g/L)						Eficiência de remoção (%)		
		Afluente			Efluente			Verão	Inverno	Primavera
		Verão	Inverno	Primavera	Verão	Inverno	Primavera			
CC	B1	41,01	66,48	106,76	0,76	3,99	3,00	98,1	94,0	97,2
	B2	12,50	13,03	10,15	0,95	8,68	6,13	92,4	33,4	39,6
	B3	15,29	114,90	16,65	2,30	4,61	2,13	85,0	96,0	87,2
	B4	2,27	-	6,34	2,48	-	2,76	-	-	56,5
UPL	B5	13,03	68,69	50,15	7,54	8,40	4,61	42,1	87,8	90,8
	B6	7,89	68,54	25,00	1,20	1,65	0,97	84,8	97,6	96,1
	B7	24,54	36,60	25,69	1,07	3,69	2,46	95,6	89,9	90,4
	B8	13,18	34,81	29,43	4,12	21,86	11,84	68,7	37,2	59,8
	B9	-	36,25	13,57	3,89	12,05	4,35	-	66,8	67,9
CT	B10	35,30	92,68	17,68	3,74	6,85	13,50	89,4	92,6	23,6
	B11	116,66	114,34	-	29,92	45,70	16,00	74,4	60,0	-
	B12	11,34	-	51,63	2,42	-	16,60	78,7	-	67,8

Tabela B4. Relação Sólidos Voláteis/Sólidos Totais.

Sistema de criação	Biodigestor	Relação SV/ST (%)					
		Afluente			Efluente		
		Verão	Inverno	Primavera	Verão	Inverno	Primavera
CC	B1	68	70	75	36	49	43
	B2	74	73	69	38	58	57
UPL	B3	69	72	70	39	54	39
	B4	56	-	57	43	-	45
	B5	63	68	72	60	60	54
	B6	60	69	65	38	44	23
	B7	67	66	68	35	58	53
	B8	68	71	73	42	69	67
CT	B9		72	62	35	54	42
	B10	64	74	65	32	50	60
	B11	77	79	-	65	64	58
	B12	62	-	73	29	-	56

APÊNDICE C – Carga orgânica e carga orgânica volumétrica

Tabela C1. Carga orgânica volumétrica (COV) aplicada e removida, em termos de SV.

Sistema de criação	Biodigestor	Carga orgânica volumétrica (kg SV/m ³ .dia)					
		Aplicada			Removida		
		Verão	Inverno	Primavera	Verão	Inverno	Primavera
CC	B1	0,39	0,64	1,02	0,38	0,60	0,81
	B2	0,03	0,03	0,03	0,03	0,01	0,01
	B3	0,10	0,68	0,10	0,08	0,65	0,08
	B4	0,03	-	0,09	-	-	0,05
UPL	B5	0,12	0,64	0,47	0,05	0,56	0,43
	B6	0,08	0,69	0,25	0,07	0,67	0,24
	B7	0,20	0,29	0,21	0,19	0,26	0,19
	B8	0,25	0,62	0,54	0,17	0,23	0,32
CT	B9	-	0,54	0,24	-	0,36	0,16
	B10	0,63	1,66	0,31	0,56	1,53	0,07
	B11	3,92	3,90	-	2,91	2,34	-
	B12	0,16	-	0,88	0,12	-	0,60

Tabela C2. Carga orgânica aplicada e removida, em termos de SV.

Biodigestor	Verão		Inverno		Primavera	
	Carga SV (kg/dia)		Carga SV (kg/dia)		Carga SV (kg/dia)	
	Aplicada	Removida	Aplicada	Removida	Aplicada	Removida
B1	35,3	34,6	57,2	53,7	91,8	88,8
B2	129,0	119,2	134,5	44,9	104,7	41,5
B3	39,4	33,5	281,6	270,3	39,7	34,7
B4	8,8	-	-	-	27,3	15,4
B5	50,4	21,2	265,8	233,3	194,1	176,2
B6	30,5	25,9	272,6	266,1	99,4	95,6
B7	60,7	58,0	90,5	81,4	63,5	57,4
B8	59,0	40,6	145,2	54,0	127,7	76,3
B9	-	-	126,9	84,7	55,6	37,8
B10	147,8	132,1	389,3	360,5	73,1	17,3
B11	481,8	358,2	480,2	288,3	-	-
B12	64,3	50,6	-	-	365,0	247,7

Tabela C3. Carga orgânica aplicada e removida, em termos de DQO.

Biodigestor	Verão		Inverno		Primavera	
	Carga DQO (kg/dia)		Carga DQO (kg/dia)		Carga DQO (kg/dia)	
	Aplicada	Removida	Aplicada	Removida	Aplicada	Removida
B1	96,7	94,1	95,1	85,8	136,0	131,2
B2	524,5	489,3	193,5	100,7	177,0	85,4
B3	75,5	69,1	256,3	244,3	61,2	52,6
B4	29,4	12,5	-	-	53,0	30,9
B5	88,1	-	202,1	155,3	296,9	237,6
B6	36,8	-	387,4	373,4	163,9	157,3
B7	162,5	155,2	139,3	107,6	151,3	138,0
B8	104,3	59,0	204,4	70,1	246,7	156,6
B9	-	-	168,7	114,9	150,5	110,5
B10	217,5	176,4	404,8	345,0	146,4	29,8
B11	383,7	119,1	442,6	122,7	-	-
B12	150,5	128,9	-	-	532,7	375,9

APÊNDICE D – Composição e produção do biogás

Tabela D1. Composição do biogás: CH₄, CO₂, O₂.

COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS						
CH₄ (%)						
Biodigestor	Verão		Inverno		Primavera	
	Média (%)	Desvio padrão (±)	Média (%)	Desvio padrão (±)	Média (%)	Desvio padrão (±)
B1	66,3	0,64	67,8	0,51	69,0	0,98
B2	61,0	0,41	62,9	0,49	62,6	0,75
B3	67,7	0,45	65,9	0,77	68,7	0,68
B4	70,4	0,41	-	-	69,2	0,60
B5	49,2	0,31	59,0	0,72	65,0	0,67
B6	67,6	0,43	67,9	0,67	68,7	0,62
B7	66,7	0,50	68,0	0,71	68,9	0,73
B8	64,3	0,87	56,5	0,71	59,7	0,82
B9	61,1	0,36	60,0	0,81	63,9	0,88
B10	69,1	0,49	52,7	0,55	53,7	0,68
B11	53,3	0,74	23,6	0,71	40,6	0,64
B12	62,2	2,64	-	-	59,1	0,99
CO₂ (%)						
B1	32,5	0,54	30,1	0,42	29,5	0,43
B2	37,9	0,78	35,3	0,42	36,2	0,38
B3	31,7	0,30	33,1	0,48	30,4	0,29
B4	29,1	0,27	-	-	30,2	0,49
B5	50,3	0,29	40,3	0,29	34,2	0,30
B6	31,7	0,36	31,2	0,32	30,4	0,31
B7	32,4	0,33	31,2	0,41	30,0	0,34
B8	35,1	0,75	42,9	0,41	39,2	0,35
B9	38,3	0,31	38,8	0,30	35,0	0,37
B10	30,5	0,31	46,6	0,35	45,3	0,36
B11	46,0	0,78	75,1	0,45	58,5	0,37
B12	36,5	1,59	-	-	39,8	0,80
O₂ (%)						
B1	1,26	0,76	1,99	0,51	1,50	0,97
B2	1,04	0,65	1,78	0,49	1,18	0,77
B3	0,64	0,37	0,99	0,57	0,87	0,53
B4	0,53	0,29	-	-	0,63	0,42
B5	0,48	0,34	0,75	0,52	0,80	0,48
B6	0,72	0,44	0,92	0,64	0,91	0,55
B7	0,92	0,49	0,78	0,52	1,12	0,62
B8	0,59	0,37	0,61	0,44	1,15	0,70
B9	0,62	0,45	1,16	0,66	1,14	0,68
B10	0,43	0,26	0,68	0,48	0,96	0,54
B11	0,71	0,44	1,26	1,00	0,90	0,59
B12	0,54	0,37	-	-	1,11	0,54

Tabela D2. Variáveis consideradas para o cálculo da vazão do biogás.

VARÁVEIS PARA O CÁLCULO DA VAZÃO DO BIOGÁS					
VERÃO					
Biodigestor	Temperatura biogás (°C)	Pressão atmosférica (bar)*	Velocidade do fluxo (m/s)	Área da secção (m²)	Vazão (m³/h)
B1	23,0	1,00	0,22	0,00224	1,64
B2	28,3	1,00	0,62	0,00224	4,63
B3	30,4	0,95	0,36	0,00224	2,46
B4	30,5	0,95	0,88	0,00224	6,06
B5	30,4	0,95	0,66	0,00224	4,50
B6	35,3	0,95	0,90	0,00224	6,10
B7	26,0	0,95	0,73	0,00224	5,13
B8	30,6	0,95	1,11	0,00224	7,64
B9	28,0	0,95	1,02	0,00224	7,04
B10	27,2	0,95	0,50	0,00224	3,48
B11	29,9	0,95	0,90	0,00224	6,63
B12	29,6	0,95	0,94	0,00224	6,45
INVERNO					
B1	20,0	1,00	0,19	0,00224	1,41
B2	27,4	1,00	1,88	0,00224	13,76
B3	24,8	0,96	0,55	0,00224	3,86
B4	-	-	-	-	-
B5	19,1	0,96	0,71	0,00224	5,10
B6	18,9	0,95	0,92	0,00224	6,58
B7	20,9	0,95	0,62	0,00224	4,39
B8	22,7	0,96	0,90	0,00224	6,40
B9	22,2	0,95	0,61	0,00224	4,36
B10	23,5	0,95	0,62	0,00224	4,40
B11	26,2	0,95	0,63	0,00224	4,40
B12	-	-	-	-	-
PRIMAVERA					
B1	24,6	1,00	0,14	0,00224	1,10
B2	25,9	1,00	1,53	0,00224	11,26
B3	27,6	0,96	1,19	0,00224	8,30
B4	28,5	0,96	0,77	0,00224	5,36
B5	27,5	0,95	1,00	0,00224	6,98
B6	29,7	0,95	1,17	0,00224	8,10
B7	25,7	0,95	1,00	0,00224	6,98
B8	25,8	0,96	1,09	0,00224	7,70
B9	22,7	0,95	0,77	0,00224	5,52
B10	24,5	0,95	0,71	0,00224	4,99
B11	30,3	0,95	0,67	0,00224	4,63
B12	27,0	0,96	0,89	0,00224	6,26

* Para o B1 e o B2, optou-se em usar a pressão de 1,00 bar, pelo fato dos registros meteorológicos não serem efetuados no município.

Tabela D3. Produção específica de biogás e CH₄ em função da carga de SV removida.

Biogás/CH ₄ em função da carga orgânica de SV						
Biodigestor	m ³ biogás/kg SV _{removido}			m ³ CH ₄ /kg SV _{removido}		
	Verão	Inverno	Primavera	Verão	Inverno	Primavera
B1	1,14	0,63	0,30	0,75	0,43	0,21
B2	0,93	7,36	6,51	0,57	4,63	4,08
B3	1,76	0,34	5,75	1,19	0,23	3,95
B4	-	-	8,36	-	-	5,78
B5	5,08	0,52	0,95	2,50	0,31	0,62
B6	5,65	0,59	2,03	3,82	0,40	1,40
B7	2,12	1,29	2,92	1,41	0,88	2,01
B8	4,52	2,84	2,42	2,90	1,61	1,44
B9	-	1,24	3,51	-	0,74	2,24
B10	0,63	0,29	6,93	0,44	0,15	3,72
B11	0,44	0,37	-	0,24	0,09	-
B12	3,06	-	0,61	1,90	-	0,36

Tabela D4. Produção específica de biogás e CH₄ em função da DQO removida.

Biogás/CH ₄ em função da carga orgânica de DQO						
Biodigestor	m ³ biogás/kg DQOremovida			m ³ CH ₄ /kg DQOremovida		
	Verão	Inverno	Primavera	Verão	Inverno	Primavera
B1	0,42	0,39	0,20	0,28	0,27	0,14
B2	0,23	3,28	3,16	0,14	2,06	1,98
B3	0,85	0,38	3,79	0,58	0,25	2,60
B4	11,67	-	4,16	8,21	-	2,88
B5	-	0,79	0,71	-	0,46	0,46
B6	-	0,42	1,24	-	0,29	0,85
B7	0,79	0,98	1,21	0,53	0,67	0,84
B8	3,11	2,19	1,18	2,00	1,24	0,70
B9	-	0,91	1,20	-	0,55	0,77
B10	0,47	0,31	4,02	0,33	0,16	2,16
B11	1,34	0,86	-	0,71	0,20	-
B12	1,20	-	0,40	0,75	-	0,24

Tabela D5. Produção específica de biogás e CH₄ em função do volume útil do biodigestor.

Sistema de criação	Biodigestor	m ³ biogás / m ³ biodigestor.dia			m ³ CH ₄ / m ³ biodigestor.dia		
		Verão	Inverno	Primavera	Verão	Inverno	Primavera
CC	B1	0,44	0,38	0,29	0,29	0,25	0,20
	B2	0,028	0,083	0,068	0,02	0,05	0,04
UPL	B3	0,14	0,22	0,48	0,10	0,15	0,33
	B4	0,47	-	0,42	0,33	-	0,29
	B5	0,26	0,30	0,41	0,13	0,17	0,26
	B6	0,37	0,40	0,49	0,25	0,27	0,34
	B7	0,40	0,34	0,54	0,27	0,23	0,37
	B8	0,78	0,65	0,79	0,50	0,37	0,47
CT	B9	0,72	0,45	0,56	0,44	0,27	0,36
	B10	0,36	0,45	0,51	0,25	0,24	0,27
	B11	1,29	0,86	0,90	0,69	0,20	0,37
	B12	0,37	-	0,36	0,23	-	0,21

Tabela D6. Produção específica de biogás e CH₄ por animal.

Biogás/CH₄ por animal						
Biodigestor	m³ biogás / suíno.hora			m³ biogás / suíno.dia		
	Verão	Inverno	Primavera	Verão	Inverno	Primavera
B1	0,041	0,035	0,028	0,98	0,85	0,66
B2	0,010	0,029	0,023	0,23	0,69	0,56
B3	0,021	0,034	0,075	0,49	0,81	1,79
B4	0,034	-	0,027	0,81	-	0,64
B5	0,025	0,028	0,039	0,60	0,68	0,93
B6	0,034	0,036	0,044	0,81	0,85	1,05
B7	0,045	0,038	0,061	1,07	0,92	1,46
B8	0,012	0,011	0,012	0,29	0,26	0,30
B9	0,014	0,009	0,009	0,34	0,21	0,23
B10	0,006	0,007	0,008	0,14	0,18	0,20
B11	0,011	0,007	-	0,27	0,18	-
B12	0,008	-	0,006	0,19	-	0,15

Biodigestor	m³ CH₄ / suíno.hora			m³ CH₄ / suíno.dia		
	Verão	Inverno	Primavera	Verão	Inverno	Primavera
B1	0,027	0,024	0,019	0,652	0,574	0,455
B2	0,006	0,018	0,015	0,141	0,433	0,353
B3	0,014	0,022	0,051	0,333	0,536	1,233
B4	0,024	-	0,019	0,569	-	0,445
B5	0,012	0,017	0,025	0,295	0,401	0,605
B6	0,023	0,024	0,030	0,550	0,579	0,722
B7	0,030	0,026	0,042	0,714	0,623	1,004
B8	0,008	0,006	0,007	0,184	0,146	0,178
B9	0,009	0,005	0,006	0,209	0,126	0,145
B10	0,004	0,004	0,005	0,096	0,093	0,109
B11	0,006	0,002	-	0,144	0,042	-
B12	0,005	-	0,004	0,119	-	0,088