

UFRRJ
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM FITOTECNIA

TESE

Determinação das Emissões de Metano (CH₄) em Lagoas de Estabilização de Dejetos de Suínos na Região de Rio Verde-GO

Bruno Botelho Saleh

2014



Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Instituto de Agronomia
Departamento de Fitotecnia
Programa de Pós-graduação em Fitotecnia

DETERMINAÇÃO DAS EMISSÕES DE METANO (CH₄) EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS NA REGIÃO DE RIO VERDE-GO

BRUNO BOTELHO SALEH

Sob a orientação do Professor

Segundo Sacramento Urquiaga Caballero

e Co-orientação do Professor

Bruno José Rodrigues Alves

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Ciências**, no curso de Pós-Graduação em Fitotecnia, área de concentração em Agroecologia.

Seropédica, RJ

Julho de 2014

665.776

S163d

T

Saleh, Bruno Botelho, 1978-

Determinação das emissões de metano (CH₄) em lagoas de estabilização de dejetos de suínos na região de Rio Verde-GO / Bruno Botelho Saleh. - 2014.

74 f.: il.

Orientador: Segundo Sacramento Urquiaga Caballero.

Tese (doutorado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-Graduação em Fitotecnia, 2014.

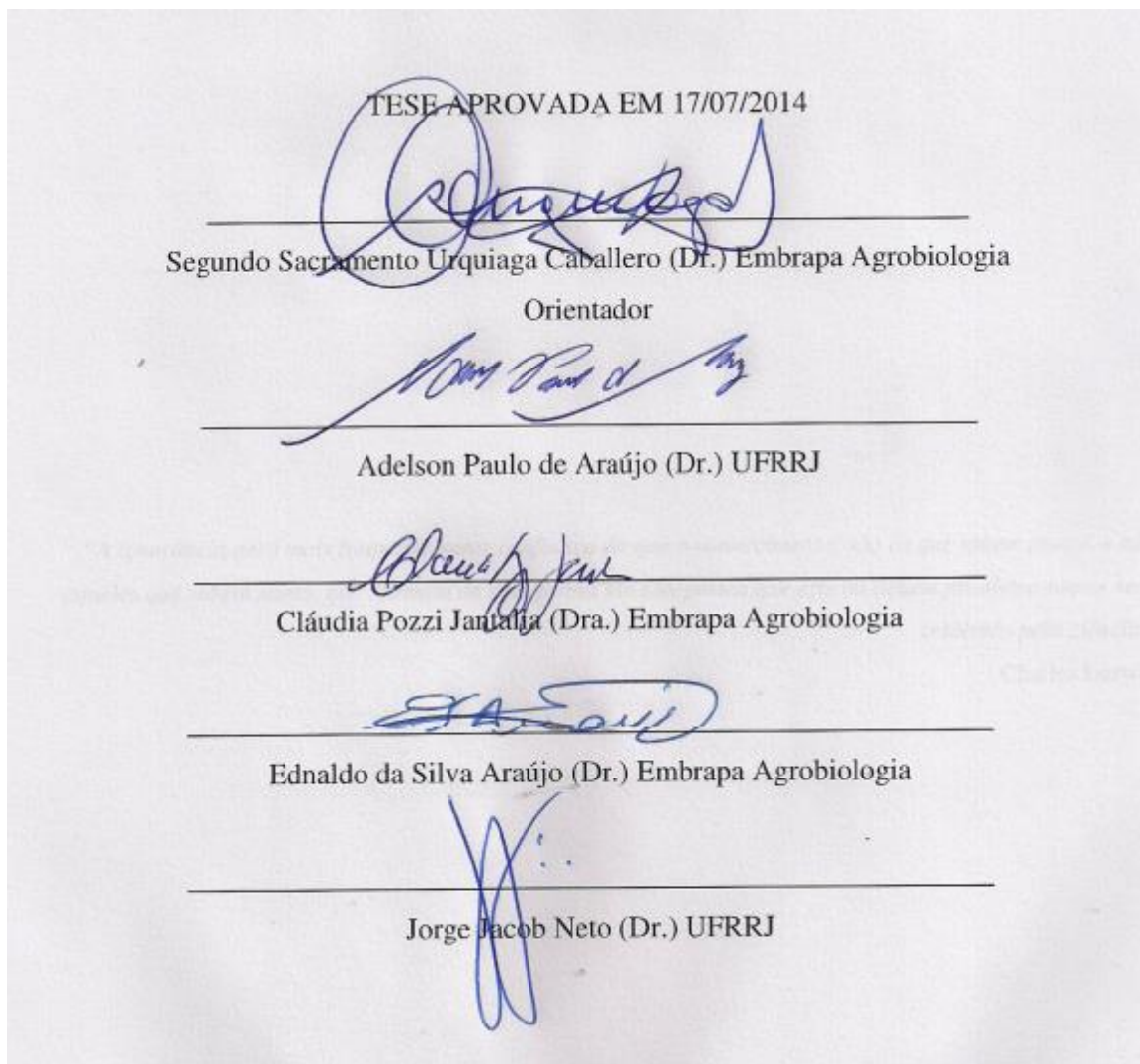
Bibliografia: f. 65-74.

1. Metano - Teses. 2. Resíduos de animais - Reaproveitamento - Teses. 3. Suíno - Criação - Teses. 4. Lagoas de estabilização - Teses. I. Urquiaga Caballero, Segundo Sacramento, 1950- II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Curso de Pós-Graduação em Fitotecnia. III. Título.

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM FITOTECNIA

BRUNO BOTELHO SALEH

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Ciências, no Curso de Pós-graduação em Fitotecnia.



DEDICATÓRIA

Dedico esta tese em especial a minha esposa Eloisa Saleh e em particular a toda minha família e amigos, composta por meus arquétipos reais de perseverança, parceria, dedicação e ética.

“A ignorância gera mais frequentemente confiança do que o conhecimento: são os que sabem pouco, e não aqueles que sabem muito, que afirmam de uma forma tão categórica que este ou aquele problema nunca será resolvido pela ciência”.

Charles Darwin

AGRADECIMENTOS

À minha esposa Eloisa, que participou efetivamente de todos os momentos de dúvidas, angústias e desânimos ao longo deste processo, mas fez com que os mesmos se tornassem mais leves e suportáveis com sua sabedoria e paciência, por isso e muito mais essa conquista é nossa!

Ao meu pai Magela Saleh, minha mãe Roseli Botelho, meus irmãos Rosiane, Tadeu e Gabriela, cunhados(a) e sobrinhos(as) pelo carinho e torcida.

A CAPES, pela concessão de bolsa para realização dos meus estudos.

À Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, ao Curso de Pós Graduação em Fitotecnia e aos seus servidores.

Aos pesquisadores da Embrapa Agrobiologia Segundo Urquiaga, Bruno J. R. Alves e Cláudia Pozzi Jantalia pela orientação.

À Embrapa Agrobiologia, por todo apoio de estrutura, financeiro e pessoal para a realização do trabalho.

Aos servidores e discentes do Instituto Federal Goiano – Campus de Rio Verde-GO, Prof. Fabiano Guimarães, Prof. Alan Costa, Prof. Edson Souchie, Eng. Agro. Wenner Gonçalves, Diego Silva e Guilherme Dantas e aos colegas de curso Aurélio, Celso, Hipólito, Renato, Rodrigo, Maria do Socorro, Sebastião Carvalho e Sebastião Nunes.

Aos colegas que eu conheci, e que a vida proporcione o reencontro sempre que for possível: Rafael Fiusa, Fernando Zuchello, Rangel Feijó, Josimar Batista, Roberto Grégio e Andréia Silva.

A todos os cientistas e pesquisadores do passado, presente e futuro que permitem a humanidade torna-se mais sábia e consciente de si.

Muito obrigado!

BIOGRAFIA

Bruno Botelho Saleh nascido em Cruzília, Minas Gerais, no dia 22 de março de 1978, iniciou suas atividades relacionadas à agropecuária em agosto de 1997 quando ingressou na Universidade Federal de Lavras - MG, cursando a graduação em Engenharia Agrícola e concluindo em junho 2002. Durante este período, desenvolveu algumas atividades relacionadas com cafeicultura, suinocultura, laticínios, processamento de produtos agrícolas, saneamento rural e levantamentos socioculturais. Em 2002 iniciou o Mestrado em Engenharia Agrícola - Departamento de Engenharia (DEG) da UFLA, como bolsista do CNPq, desenvolvendo a dissertação “Parâmetros cinéticos de reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB) operando com efluentes líquidos agroindustriais” concluída em junho 2004. É professor efetivo do Instituto Federal Goiano no Campus de Rio Verde-GO (IF Goiano), atuando na área do conhecimento em Ciências Agrárias, Engenharia Agrícola, Construções Rurais e Ambiente: Saneamento Rural, desde novembro de 2007. Possui também curso de especialização em Perícia, Auditoria e Gestão Ambiental pela Faculdade Osvaldo Cruz (FOC-SP/2009). Em 2010 ingressou no Doutorado em Fitotecnia com área de concentração em Agroecologia – Ciclagem de Nutrientes em Agroecossistemas, Instituto de Agronomia da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro – UFRRJ.

RESUMO

Saleh, Bruno Botelho. **Determinação das Emissões de Metano (CH₄) em Lagoas de Estabilização de Dejetos de Suínos na Região de Rio Verde-GO**. 2014. 74f. Tese (Doutorado em Fitotecnia Agroecologia) Instituto de Agronomia, Departamento de Fitotecnia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ.

A cidade de Rio Verde-GO tem se destacado por contar com importantes unidades agroindustriais com importante plantel de bovinos, avícola e de suínos. As granjas de suínos manejam os resíduos líquidos em sistemas de lagoas de estabilização com ou sem biodigestores, acumulando-os durante 2 meses a 4 meses, sendo então aplicados em áreas de aproximadamente 100 a 300 hectares. Foram instaladas câmaras flutuantes de coleta de gases, onde foram capturadas as amostras do biogás emitido para atmosfera das lagoas de estabilização e então analisadas as amostras no laboratório da Embrapa Agrobiologia, além, da realização de coletas de amostras do próprio dejetos líquido de suíno (DLS) para quantificação dos elementos presentes no mesmo. Verificou-se na presente pesquisa que as maiores emissões de metano (CH₄) ocorreram na seguinte ordem de grandeza decrescente: $205,3 \pm 68,79 \text{ Mg CH}_4 \text{ ano}^{-1}$ para a granja em terminação sem biodigestor (4.000 suínos); $123,94 \pm 39,17 \text{ Mg CH}_4 \text{ ano}^{-1}$ na granja de terminação com um biodigestor (4.000 suínos); $11,22 \pm 3,0 \text{ Mg CH}_4 \text{ ano}^{-1}$ para a granja de produção de leitões com um biodigestor (1.008 matrizes em produção) e $2,75 \pm 0,89 \text{ Mg CH}_4 \text{ ano}^{-1}$ na granja de produção de leitões com dois biodigestores (728 matrizes em produção), comprovando assim o esperado para as respectivas granjas em produção. Na interação das emissões de metano ($\text{Mg CH}_4 \text{ ano}^{-1}$) e a concentração (mg L^{-1}) de macronutrientes (N, P e K) presentes nos DLS observou-se para o nitrogênio (N_{Total}) uma equação linear $y = 0,1797x - 111,81$ (R^2 de 0,9844); em relação ao fósforo (P) esta equação linear $y = 1,4905x - 25,224$ (R^2 de 0,9436); enquanto que para o potássio (K) uma equação linear $y = 0,0693x - 35,934$ (R^2 de 0,9337).

Palavras-chave: Dejetos de suínos. Emissão de metano. Lagoas de estabilização.

ABSTRACT

Saleh, Bruno Botelho. **Determination of Methane (CH₄) in Stabilization Ponds of swine waste in the Region of Rio Verde-GO**. 2014. 74f. Thesis (Doctor Science in Plant Science Agroecology) Instituto de Agronomia, Departamento de Fitotecnia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ.

The city of Rio Verde-GO has excelled for having important agro-industrial units with important breeding of cattle, poultry and pigs. The swine farms handle the liquid waste stabilization ponds with or without digesters systems, accumulating them for 2 months to 4 months, and then applied in areas of approximately 100 to 300 acres. Floating gas collection chambers, where the samples are captured biogas emitted to the atmosphere of stabilization ponds and then analyzed the samples in the laboratory of Embrapa Agrobiology were installed, in addition, to conduct sampling of swine manure (DLS) itself to quantification of elements present in it. It was found in this study that the largest emissions of methane (CH₄) were in the following descending order of magnitude: $205.3 \pm 68.79 \text{ Mg CH}_4 \text{ yr}^{-1}$ for the fattening farm without biodigester (4,000 swines); $123.94 \pm 39.17 \text{ Mg CH}_4 \text{ yr}^{-1}$ in the fattening farm with a biodigester (4,000 swines); $11.22 \pm 3.0 \text{ ton CH}_4 \text{ year}^{-1}$ for the producing piglets farm with a biodigester (1,008 matrices swines) and $2.75 \pm 0.89 \text{ Mg CH}_4 \text{ yr}^{-1}$ in the producing piglets farm with two biodigesters (728 matrices swines), thus proving expected to their farms in production. Interaction in methane (CH₄ Mg yr⁻¹) and concentration (mg L⁻¹) macronutrients (N, P and K) present in the DLS was observed for nitrogen (N_{total}) a linear equation $y = 0.1797x - 111.81$ (R² 0.9844); for phosphorus (P) is the linear equation $y = 1.4905x - 25.224$ (R² 0.9436); whereas for potassium (K) a linear equation $y = 0.0693 - 35.934$ (R² 0.9337).

Keywords: Swine manure. Methane emission. Stabilization ponds.

ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1. Granja de suínos pesquisada com 2 biodigestores e queimador de biogás..... | 09 |
| Figura 2. Granja de suínos pesquisada fazendo a aplicação de DLS em lavouras de Rio Verde-GO | 09 |
| Figura 3. Lagoa de estabilização do tipo anaeróbia com fundo trapezoidal sem revestimento em fase de construção..... | 10 |
| Figura 4. Lagoa de estabilização do tipo anaeróbio com fundo trapezoidal com revestimento em fase de enchimento | 11 |
| Figura 5. Processos da digestão anaeróbia até a formação de metano (CHERNICHARO, 1997)..... | 13 |
| Figura 6. Garrafa de Van Dorn..... | 19 |
| Figura 7. Seringa de 60 ml | 20 |
| Figura 8. Preparação do frasco de amostragem em campo | 21 |
| Figura 9. Mapa das regiões e de localização do município de Rio Verde-GO | 29 |
| Figura 10. Cenários avaliados no estudo de emissão de CH ₄ em lagoas de estabilização de DLS..... | 30 |
| Figura 11. Bomba de vácuo, seringa e frascos no momento da amostragem..... | 33 |
| Figura 12. Termômetro para medição de temperatura dos DLS no momento da amostragem | 33 |
| Figura 13. Câmara flutuante para amostragem dos gases dentro da lagoa..... | 33 |
| Figura 14. Amostragens de biogás nas lagoas anaeróbias..... | 34 |
| Figura 15. Coleta de amostras no período da manhã..... | 34 |
| Figura 16. Coleta de amostras no período da tarde | 35 |
| Figura 17. Cromatógrafo analisando amostras no laboratório da Embrapa Agrobiologia..... | 35 |
| Figura 18. Cromatógrafo com computador acoplado no laboratório da Embrapa Agrobiologia | 36 |
| Figura 19. Lagoa de estabilização de DLS com a câmara posicionada para amostragem | 37 |
| Figura 20. Lagoa de estabilização de DLS sendo esvaziada com a câmara posicionada para amostragem..... | 38 |
| Figura 21. Lagoa de estabilização de DLS em granja de produção de leitões com a câmara posicionada..... | 38 |
| Figura 22. Lagoa de estabilização de DLS em granja de produção de leitões com dois biodigestores..... | 39 |

| | |
|---|----|
| Figura 23. Variação da temperatura média dos DLS nos dias de coleta nas granjas de suínos pesquisadas | 41 |
| Figura 24. Concentração média de N_T ($mg L^{-1}$) nos diferentes cenários de granja pesquisada | 42 |
| Figura 25. Concentração média de P_T ($mg L^{-1}$) nos diferentes cenários de granja pesquisada | 42 |
| Figura 26. Concentração média de K ($mg L^{-1}$) nos diferentes cenários de granja pesquisada | 43 |
| Figura 27. Emissão média de metano ($kg CH_4 lagoa^{-1} dia^{-1}$) para cada período (manhã e tarde) analisado no cenário de granja de terminação..... | 47 |
| Figura 28. Emissão média de metano ($kg CH_4 lagoa^{-1} dia^{-1}$) para cada período (manhã e tarde) analisado no cenário de granja de terminação com biodigestor..... | 48 |
| Figura 29. Emissão média de metano ($kg CH_4 lagoa^{-1} dia^{-1}$) para cada período (manhã e tarde) analisado no cenário de granja de produção de leitões com 1 biodigestor | 49 |
| Figura 30. Emissão média de metano ($kg CH_4 lagoa^{-1} dia^{-1}$) para cada período analisado (manhã e tarde) no cenário de granja de produção de leitões com 2 biodigestores | 50 |
| Figura 31. Emissão média de CH_4 e $C-CH_4$ em $Mg ano^{-1}$ por cenário de granja pesquisada | 53 |
| Figura 32. Emissão média de CH_4 e $C-CH_4$ em $Mg ano^{-1}$ por cenário de granja pesquisada | 54 |
| Figura 33. Emissão média de CH_4 em $Mg ano^{-1}$ para granjas em terminação para Rio Verde-GO | 55 |
| Figura 34. Emissão média de CO_{2eq} em $Gg ano^{-1}$ para granjas de terminação em Rio Verde-GO | 57 |
| Figura 35. Comparativo entre emissão média de CH_4 e concentração média de N_T no período avaliado..... | 59 |
| Figura 36. Comparativo entre emissão média de CH_4 e concentração média de P_T no período avaliado..... | 60 |
| Figura 37. Comparativo entre emissão média de CH_4 e concentração média de K no período avaliado..... | 60 |

ÍNDICE DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1. Parâmetros analisados nos dejetos líquidos de suínos (DLS) das lagoas de estabilização pesquisadas | 39 |
| Tabela 2. Quantidade média (kg dia^{-1}) diária de NPK para a região de Rio Verde-GO por cenário de granjas de SVT com e sem biodigestor..... | 45 |
| Tabela 3. Taxa de emissão média ($\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) e erro padrão associado por dia do mês amostrado para o cenário de granja SVT..... | 47 |
| Tabela 4. Taxa de emissão média ($\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) e erro padrão associado por dia do mês amostrado para o cenário de granja SVTB..... | 48 |
| Tabela 5. Taxa de emissão média ($\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) e erro padrão associado por dia do mês amostrado para o cenário de granja SPLB..... | 49 |
| Tabela 6. Taxa de emissão média ($\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) e erro padrão associado por dia do mês amostrado para o cenário de granja SPM | 50 |
| Tabela 7. Taxa de emissão média de CH_4 e C-CH_4 ($\text{g kg}^{-1} \text{ PV ano}^{-1}$) para os cenários de granjas suínolas avaliadas..... | 55 |

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIações

ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica;

BEN – Balanço Energético Nacional;

BRFoods – Frigorífico Brasil Foods S.A.

CH₄ – Metano;

CO₂ – Dióxido de carbono;

COPEL – Companhia Paranaense de Energia;

CQNUNC – Convenção Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima;

CTC – Capacidade de Troca Catiônica;

Cu – Cobre;

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio;

DLS – Dejetos Líquidos de Suíno;

FESURV – Universidade de Rio Verde;

GEE – Gases de efeito estufa;

GJ – Giga Joules;

IFGoiano – Instituto Federal Goiano;

IPCC – Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas, do inglês *Intergovernmental Panel on Climate Change*;

kcal – Kilocaloria;

kPa – KiloPascal;

MDL – Mecanismos de Desenvolvimento Limpo;

MME – Ministério de Minas e Energia;

N₂O – Óxido Nitroso;

PCS – Poder calorífico superior;

ppb – parte por bilhão;

PV – Peso vivo;

PVC – Cloreto de polivinil;

SPLB – Granja de Produção de Leitões com 1 biodigestor;

SPM – Granja de Produção de Leitões com 2 biodigestores;

SVT – Granja de Terminação sem biodigestor;

SVTB – Granja de Terminação com 1 biodigestor;

UV – Ultravioleta;

Zn – Zinco.

SUMÁRIO

| | Página |
|--|--------|
| 1 – INTRODUÇÃO..... | 01 |
| 1.1 – Hipótese e Objetivos..... | 03 |
| 2 – REVISÃO DE LITERATURA | 05 |
| 2.1 – Suinocultura..... | 05 |
| 2.2 – Impacto Ambiental pelas Perdas de Metano (CH ₄)..... | 09 |
| 2.3 – Tecnologias Limpas..... | 14 |
| 2.4 – Avaliação da Emissão dos Gases de Efeito Estufa..... | 16 |
| 2.5 – Biodigestores e Gás Metano | 22 |
| 2.6 – Geração de Energia Elétrica com Gás Metano | 24 |
| 2.7 – Influência do Arraloamento..... | 26 |
| 3 – MATERIAIS E MÉTODOS..... | 29 |
| 3.1 – Avaliações | 32 |
| 3.1.1 – Coleta, armazenamento e transporte das amostras | 32 |
| 3.1.2 – Cálculos | 35 |
| 3.1.3 – Frequência de amostragem dos fluxos de GEE | 37 |
| 3.1.4 – Amostragem e análise do dejetos | 39 |
| 3.1.5 – Caracterização das lagoas de estabilização | 40 |
| 3.1.6 – Variação da temperatura do DLS | 40 |
| 4 – RESULTADOS E DISCUSSÃO | 41 |
| 4.1 – Análise dos Dejetos Líquidos de Suínos | 41 |
| 4.2 – Análise das Emissões de Metano (CH ₄)..... | 46 |
| 4.3 – Extrapolação dos Dados de Emissão para as Condições Locais | 53 |
| 4.4 – Relação entre Emissões de CH ₄ e Concentração de N, P e K do DLS..... | 59 |
| 5 – CONCLUSÕES | 62 |
| 6 – CONSIDERAÇÕES FINAIS | 63 |

7 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 65

1 INTRODUÇÃO

A população suína no globo terrestre é de aproximadamente 1 bilhão de cabeças, sendo que o rebanho da China perfaz aproximadamente 50% do total. O Brasil possui um rebanho de suínos com cerca de 32,8 milhões de cabeças, ocupando a quarta posição mundial com relação à produção de carne e é o país que possui melhores condições para aumentar o plantel de suínos, dentre eles o clima tropical, mão-de-obra de baixo custo, facilidade para manejo e tratamento de dejetos pelas grandes dimensões territoriais, topografia plana, grande produção de grãos (milho e soja), dentre outros (GRINGS, 2011).

Desta forma, o Brasil tem condições de aumentar as exportações de carne suína que foi de aproximadamente 500 mil toneladas em 2006, sendo a grande maioria para a Rússia. Outra vertente apoia a necessidade de aumentar o consumo interno que é de aproximadamente 14 kg hab⁻¹ ano⁻¹, muito distante de países europeus que chegam a 60 kg hab⁻¹ ano⁻¹. Os EUA, assim como alguns países europeus, tendem a reduzir o plantel em virtude de problemas ambientais e altos custos de produção. Os principais estados produtores de suínos no Brasil são Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná. Atualmente, existe uma tendência de migração da suinocultura para os Estados que compõem o Centro-Oeste (GRINGS, 2011).

No decorrer dos anos, os criadores vêm intensificando suas técnicas de manejo, mudando-as gradualmente do sistema de criação extensivo para o sistema intensivo, procurando melhorar o controle sanitário, a eficiência da mão-de-obra e o desempenho dos animais. Com isso eliminaram-se as opções de busca, por parte dos animais, de um ambiente mais propício ao seu bem-estar. Nesse sentido, as instalações apresentam um papel fundamental no desempenho dos animais (SARTOR, 2004).

O grande polo de produção de suínos está localizado na Região Sul do Brasil, porém, questões econômicas relacionadas à disponibilidade de terra e maior oferta de grãos para alimentação dos animais, juntamente com incentivos governamentais, vêm atraindo o setor agroindustrial para a região Centro-Oeste. Certamente, o tamanho das propriedades e a recente utilização dos resíduos como fertilizante para as lavouras, bem como, a geração de créditos de carbono com a queima do biogás em biodigestores, favorecem um cenário de importância para os impactos ambientais, sejam eles positivos e/ou negativos.

No recente crescimento do agronegócio brasileiro, a cidade de Rio Verde-GO tem se destacado por contar com importantes unidades agroindustriais que agregam valor à sua produção agrícola, concentrada principalmente nas culturas da soja, milho e algodão. Conta

ainda com importante plantel de bovinos, avícola e de suínos, os dois últimos, fruto da presença de um dos mais importantes frigoríficos do país e do mundo, a BR Foods, S.A.

Para Pereira (2004), aumentar a produção e o consumo da carne suína no Brasil tem sido um dos principais objetivos das associações de criadores no país. O aumento da produção evidencia, no entanto, problemas na adequação e no licenciamento ambiental das propriedades, podendo causar poluição, caso não se utilizem sistemas de tratamento dos resíduos. Sabe-se que na atividade da suinocultura produz-se considerável quantidade de matéria orgânica, representada, principalmente, pelos dejetos dos animais.

O impacto ambiental nas áreas de criação da região de Rio Verde-GO, principalmente no que se refere ao destino dos dejetos de suínos, ainda não foi bem avaliado, especialmente no que tange as emissões de biogás pelas lagoas de estabilização utilizadas no tratamento e/ou estocagem dos dejetos e suas perdas de metano (CH_4) para a atmosfera.

Hoje em dia o sistema de tratamento utilizado na suinocultura brasileira e exigido pela legislação ambiental contribui para a emissão de gases de efeito estufa, principalmente o CH_4 , pois são sistemas de tratamentos por meio de lagoas de estabilização do tipo anaeróbias e/ou facultativas expostas à atmosfera, com profundidades superiores a 2,5 m, propiciando ambiente favorável para a estabilização da matéria orgânica destes dejetos, bem como, a emissão do biogás produzido por esta estabilização.

As lagoas de estabilização correspondem a uma das alternativas mais apropriadas ao tratamento de águas residuárias provenientes de granjas de suínos, caracterizadas por uma composição predominantemente orgânica. No processo de tratamento de efluentes líquidos em condições anaeróbias, o carbono presente na forma de compostos orgânicos (carboidratos, proteínas e lipídeos) é convertido a, principalmente, CH_4 e dióxido de carbono (CO_2), nas proporções de 55-75 vol% e 25-45 vol%, respectivamente (REITH, et al., 2003).

As granjas de suínos manejam os resíduos líquidos em sistemas de lagoas de estabilização com ou sem biodigestores, acumulando-os durante 2 a 4 meses, sendo então aplicados em áreas de 100 a 300 hectares aproximadamente. Embora exista uma recomendação de aplicação máxima de $150 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, estabelecida por estudos com a indústria e universidades locais, doses muito maiores são praticadas, em algumas situações excedendo os $400 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, em função da necessidade de esvaziamento das lagoas de estabilização. Sabe-se ainda dos parques equipamentos de irrigação utilizados para a aplicação dos dejetos pelos granjeiros, fazendo com que doses muito maiores sejam aplicadas em pequenas áreas, sendo quase sempre repetidas inúmeras vezes ao longo de um ano.

Os principais gases de efeito estufa (GEE) são o CO₂, óxido nitroso (N₂O) e CH₄. Diversas ações relacionadas às atividades econômicas e industriais têm provocado alterações na atmosfera desde a revolução industrial, acarretando em aumento na concentração desses gases na atmosfera. Portanto, faz-se necessária uma avaliação do potencial de emissão de CH₄ do biogás emanado das lagoas de estabilização de dejetos de suínos para a região de Rio Verde-GO.

De acordo com o IPCC (2007), a agricultura contribui com 25%, 65% e 90 % do total das emissões antropogênicas de CO₂, CH₄ e N₂O respectivamente. Além da pecuária, na agricultura as principais práticas agrícolas com impacto sobre as emissões de GEE são: o cultivo dos solos, o uso de fertilizantes e a queima da biomassa. O preparo intensivo do solo (uso de grades e arados) causa decréscimo nos teores de carbono (C) do solo, decorrente do aumento da taxa de mineralização da matéria orgânica do solo (MOS), sendo fontes diretas de emissão de CO₂ (ESCOBAR et al., 2010; CERRI et al., 2001).

Emissões relevantes de CH₄ são observadas em solos alagados, tendo a cultura do arroz irrigado um importante papel (COSTA, 2005). Apesar de emitidos em menor quantidade, o N₂O e o CH₄ apresentam, respectivamente, um potencial de aquecimento global de 296 e 25 vezes superiores ao do CO₂ (IPCC, 2007), o que justifica a importância da avaliação desses gases nos estudos com práticas de manejo de potencial de mitigação do aquecimento global.

Segundo Baird (2002), podem existir tanto efeitos positivos como negativos associados com qualquer aumento significativo na temperatura global média. Na realidade, o rápido fenômeno de aquecimento global – com sua demanda de adaptações em grande escala – é geralmente considerado um dos nossos maiores problemas ambientais em nível mundial.

Ninguém neste momento está seguro da extensão ou do ritmo em que a temperatura aumentará no futuro, tampouco é provável que sejam feitas previsões confiáveis para regiões específicas antes que ocorram os fatos em questão. Contudo, se os modelos atuais da atmosfera são corretos, um aquecimento global significativo ocorrerá nas próximas décadas. Assim, é importante que compreendamos os fatores que controlam o aumento global das temperaturas, de modo que possamos tomar medidas imediatas para evitar problemas ambientais causados por rápidas mudanças no futuro (BAIRD, 2002).

1.1 Hipótese e Objetivos

A hipótese do trabalho é que a forma com que os produtores de suínos da região de Rio Verde-GO, manejam os dejetos na estocagem e/ou tratamento pode causar grande impacto ambiental devido às perdas de CH₄ para a atmosfera, além de deixarem de se beneficiar do metano como combustível no abastecimento de geradores de energia elétrica, aquecimento de instalações, mercado de crédito de carbono entre outras opções viáveis.

O objetivo geral da presente pesquisa é o de identificar práticas para o manejo dos dejetos de suínos que possam ser utilizados sem afetar o resultado econômico da propriedade rural, mas com significativa redução do impacto ambiental negativo relacionado às perdas de metano do sistema para a atmosfera. Sendo o objetivo específico a determinação das emissões de CH₄ nos diferentes cenários estabelecidos, bem como, relacionar os macronutrientes nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) presentes nos DLS com a emissão de CH₄ nas lagoas de estabilização.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Suinocultura

A carne suína é a fonte de proteína animal mais importante no mundo, representando quase metade do consumo e da produção de carnes, com mais de 94 milhões de toneladas (USDA, 2014), das quais aproximadamente 53% ocorrem na China, e outro terço na União Européia (UE) e nos Estados Unidos da América (EUA). O Brasil é o quarto maior produtor (2,9% do total) e o sexto consumidor em termos absolutos (2,2% do total). Os maiores consumidores per capita também são países europeus, norte-americanos e a China, nos quais a população tem tradição de consumo. Entre estes três principais produtores e consumidores há um elevado grau de autossuficiência, ou relação consumo/produto, levando a uma baixa participação (cerca de 27%) da carne suína nas exportações mundiais de proteína animal (USDA, 2014). Os maiores importadores são Japão, Federação Russa e México, com aproximadamente 60% das importações mundiais. A UE lidera as exportações, seguida por EUA, Canadá e Brasil.

Como relatado anteriormente, a China é hoje o maior produtor mundial de carne suína, produzindo em torno de 43,2 milhões de toneladas (50,9% do total mundial). O Brasil é o único país da América Latina incluído na lista dos 10 maiores produtores mundiais de carne suína, sendo que esta colocação melhora a cada ano. Observa-se que a taxa de crescimento da produção de suínos nos países desenvolvidos tem diminuído nos últimos anos, em relação aos índices obtidos nos países em desenvolvimento. Durante o período de 1995 a 2001, o crescimento na produção de carne suína no Brasil foi de 55,9%, contra 28,1% na China, 9,1% na Comunidade Européia e 7,3% nos Estados Unidos (ROPPA, 2002).

De acordo com dados divulgados no ANUALPEC (2012), a produção/abate para o ano de 2012 foi de 3,51 milhões de toneladas, aumento de 3,34% em relação a 2011. Em 2010, segundo dados da Pesquisa Pecuária Municipal do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), o Brasil possuía 38,9 milhões de cabeças, o maior rebanho suíno desde 2000. Um acréscimo de 2,9% em relação a 2009 e de 23,1% em relação a 2000.

Devido aos problemas ambientais, muitas das preocupações do impacto da aplicação do dejetos sobre a contaminação das águas e solos estão relacionadas ao manejo dado ao dejetos de animais nas unidades de produção (PATNI E CULLEY, 1989) citado por Basso et al. (2005). Nesse caso, os autores ressaltam os problemas devido ao excessivo uso de dejetos em áreas relativamente pequenas, resultado da concentração e da especialização desse sistema de

produção, o que representa um sério risco de degradação de águas superficiais e de subsuperfície, já que na maioria dos países europeus e nos EUA devido às suas condições climáticas a principal técnica de tratamento dos DLS é a injeção dos mesmos no solo, pois a biodigestão se inviabilizaria em baixas temperaturas.

Os danos ambientais verificados em outros países, onde foram utilizados dejetos como fertilizante do solo em grandes quantidades e por longos períodos, pode servir de alerta para que se evitem os mesmos problemas nas regiões suínolas brasileiras (SEGANFREDO, 1999). Conforme Seganfredo (1999) relata, na Alemanha, principalmente na região da Baixa Saxônia, a poluição ambiental motivou a implantação de medidas restritivas muito rígidas quanto à aplicação de dejetos animais, na tentativa de preservação e recuperação do solo e das águas de superfície e subsuperfície. Nesse país, relata-se, em publicação do Ministério do Ambiente, que para uma estratégia global de agricultura sustentável, a produção intensiva de animais terá de ser diminuída e, se necessário eliminada.

Na Bélgica, a região de Flandres está em situação igualmente crítica. Cabe destacar que aquela região, é reconhecidamente de alta densidade suínola, bem como na Holanda, por sua vez, os níveis de danos ambientais chegaram a tal ponto, que diretrizes extremamente severas foram estabelecidas, incluindo a diminuição do plantel de suínos. Nesses países, alguns dos principais problemas hoje existentes, como o acúmulo de nutrientes no solo e o excesso de nitratos nas águas, serão de difícil solução, pois advém, em grande parte, do efeito retardado da aplicação de grandes quantidades de dejetos por longos períodos (SEGANFREDO, 1999).

Diante do exposto, esperasse uma transferência cada vez maior da produção de suínos para os países em desenvolvimento e em especial para o Brasil, que a partir de uma grande dinâmica no setor agropecuário, decorrente do processo econômico e tecnológico do mercado mundial, a suinocultura, em especial a praticada no triângulo mineiro e sudoeste goiano, passa a incorporar um novo padrão produtivo, onde empresas transnacionais e cooperativas do setor de suínos passam a implantar um novo modelo, chamado de “produção integrada”, cuja principal característica é o elevado grau tecnológico e a rapidez com que as inovações são incorporadas ao esquema produtivo (PELEGRINI, 2001).

Com a adoção do modelo de produção integrada, ao mesmo tempo, em que a região obteve ganhos econômicos devido ao sucesso de produção e vendas no setor de suínos, observa-se o aumento de uma grave estatística ambiental no cerrado brasileiro. A intensa produção fez elevar a contaminação das águas dos rios e lençóis freáticos, os transtornos derivados dos odores principalmente relacionados ao gás sulfídrico (H₂S), a concentração de

gases do efeito estufa (GEE), em razão do poder poluente causado, principalmente pela quantidade de matéria orgânica, oriunda do acúmulo de efluentes líquidos sem o tratamento adequado (FURTADO, 2004).

Visando a redução das emissões destes gases, e por ser um equipamento minimizador de impactos ambientais da suinocultura, o biodigestor anaeróbio se tornou o primeiro projeto de modelo sustentável, referente ao Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) implantado no Estado de Minas Gérias, especificamente, no município de Uberlândia (KONZEN, 2005).

A região de Rio Verde-GO, localizada no sudoeste do Estado de Goiás é considerada um importante polo brasileiro de produção agropecuária. Por ser, a maior região produtora de grãos do Estado, nos últimos anos grandes empresas produtora de carnes, principalmente de suínos e aves, vêm transferindo suas operações da região Sul para a região Centro Oeste, devido à grande demanda por grãos na fabricação das rações destinadas a estas atividades, bem como, a existência de grandes propriedades nas quais os resíduos de animais possam ser utilizados como fertilizante na própria produção destes grãos.

No entorno da cidade de Rio Verde-GO, num raio de 100 quilômetros, estão instaladas aproximadamente 42 granjas de produção de leitões (SPL – Sistema de Produção de Leitões) que em média possuem 1500 animais alojados (matrizes) e 170 granjas para terminação de leitões (SVT – Sistema Vertical de Terminação) que em média possuem 4.000 animais alojados, segundo informações obtidas junto a empresa BRFoods, S.A no ano de 2013. Ainda segundo informações do frigorífico, no ano de 2013, estas granjas foram responsáveis pelo fornecimento de animais para a indústria de processamento de carne, sendo que somente a BRFoods, S.A. abate cerca de 9.000 suínos d⁻¹.

Para Menezes et al. (2003), no núcleo de produção de leitões, o volume de dejetos por matriz no plantel é de 35 a 40 L dia⁻¹, e na terminação (leitões de 25 a 110 kg), a produção diária varia de 12 a 15 L suíno⁻¹, para os sistemas de manejo líquido, ou seja, que utilizam água para limpeza das baias.

A criação de suínos em sistemas confinados tem sido um desafio para os criadores, pois há uma produção anual de aproximadamente 3.600.000,0 m³ de dejetos líquidos de suínos (DLS) para as granjas do entorno do município de Rio Verde-GO. Caracteriza-se como DLS todo resíduo proveniente dos sistemas de confinamento, sendo composto de: fezes, urina, resíduo de ração, excesso de água dos bebedouros e água de higienização, dentre outros, decorrentes do processo criatório (MENEZES et al., 2003).

O método de higienização das edificações e dos animais é um fator determinante na quantidade e qualidade dos dejetos produzidos. O volume produzido de resíduos de animais pode ser considerado a parte indesejável deste processo de produção, mas a disposição destes no solo é obrigatória na preservação do meio ambiente, principalmente partindo-se do pressuposto de que senão, os dejetos seriam destinados para corpos receptores como ribeirões, córregos e rios (SCHERER et al., 1996).

Hoje em dia o sistema de tratamento utilizado na suinocultura e exigido pela legislação ambiental brasileira contribui para a emissão de gases de efeito estufa, principalmente o CH₄ e N₂O, pois são sistemas de tratamentos por meio de lagoas de estabilização (anaeróbias e/ou facultativas) abertas com profundidades superiores a 2,5 metros, propiciando ambiente favorável para a degradação da matéria orgânica nestes dejetos (DIESEL et al., 2002).

Os sistemas de tratamento por meio de lagoas de estabilização propiciam a formação de odores, principalmente aqueles provocados pelo gás sulfídrico (H₂S) e contribuindo para um péssimo local de trabalho. Com a instalação de biodigestores anaeróbios esses gases são captados de modo a diminuir a sua emissão e conseqüentemente eliminar os odores nocivos à saúde humana, além da eliminação de vetores patogênicos, trazendo uma melhor condição de trabalho para os funcionários das granjas que adotam este modelo de reaproveitamento com geração de créditos de carbono (DIESEL et al., 2002).

O biodigestor anaeróbio, utilizado por algumas granjas da região de Rio Verde-GO, reduz a matéria orgânica dos resíduos líquidos em comparação com as lagoas de estabilização. Além disso, o odor desagradável das moléculas voláteis, resultantes da digestão anaeróbia, diminui significativamente, já que os gases formados ficam contidos dentro de uma cobertura inflável e sofrem, posteriormente, combustão por meio de um queimador de gases (Figura 1). Segundo informações colhidas junto ao frigorífico BR Foods, S.A., existem cerca de sessenta (60) granjas de terminação (SVT), de um total de cento e setenta (170) utilizando esta tecnologia para tratamento do biogás, bem como, cerca de apenas seis (6) granjas de produção de leitões (SPL), de um total de quarenta e duas (42) fazendo o uso da tecnologia do biodigestor.



Figura 1 – Granja de suínos pesquisada com 2 biodigestores e queimador de biogás.

A suinocultura é considerada uma atividade de potencial altamente poluente ao meio ambiente, sendo que o maior destaque tem sido dado à contaminação d'água e do solo, decorrentes do manejo inadequado de seus resíduos, com a aplicação de DLS em pequenas áreas e em grandes concentrações (Figura 2), ficando a poluição atmosférica, provocada pelos gases gerados, principalmente os GEE, relegada a um segundo plano, muito embora os sistemas de produção e manejo de dejetos de suínos sejam fontes de emissão de uma expressiva quantidade de gases. No Brasil, não existem dados confiáveis sobre a emissão dos GEE em sistemas de tratamento de dejetos de suínos e principalmente os gases oriundos da queima do biogás (LIMA, et al. 2001).



Figura 2 – Granja de suínos pesquisada fazendo a aplicação de DLS em lavouras de Rio Verde-GO.

2.2 Impacto Ambiental pelas Perdas de Metano (CH₄)

O manejo dos dejetos é parte integrante de qualquer sistema produtivo de criação de animais e deve estar incluído no planejamento da construção ou modificação das instalações. A seleção de um sistema de manejo dos dejetos deve basear-se em vários fatores, tais como: potencial de poluição, necessidade de mão de obra, área disponível, operacionalidade do sistema, legislação, confiabilidade e custos. Não existe um sistema que atenda todas as situações, cada sistema tem suas vantagens e desvantagens que devem ser consideradas quando da implantação de um projeto (PNMA II, 2004).

A quantificação mais aproximada da produção real de dejetos na criação de suínos constitui um fator básico no estabelecimento da estrutura de estocagem e aproveitamento dos mesmos. Pois, somente é possível determinar o mais apropriado destino dos dejetos, mediante o conhecimento da concentração de seus elementos componentes, que dependem da diluição a que foram submetidos e da forma que foram manuseados e armazenados (PNMA II, 2004).

No ciclo completo da criação de suínos são produzidos de 140 a 170 L diários de dejetos por fêmea no plantel; para o núcleo de produção de leitões, o volume por matriz no plantel é de 35 a 40 L por dia e, na terminação (leitões de 25 a 110 kg), a produção diária varia de 12 a 15 L por suíno, para os sistemas de manejo líquido (Figuras 3 e 4). O grande desafio está em se encontrar medidas capazes de harmonizar a crescente produção de suínos com a enorme produção de dejetos, que, se não tratados e descartados de forma correta, podem constituir meio significativo de contaminação ambiental (RODRIGUES et al., 2010).



Figura 3 – Lagoa de estabilização do tipo anaeróbia com fundo trapezoidal sem revestimento em fase de construção.

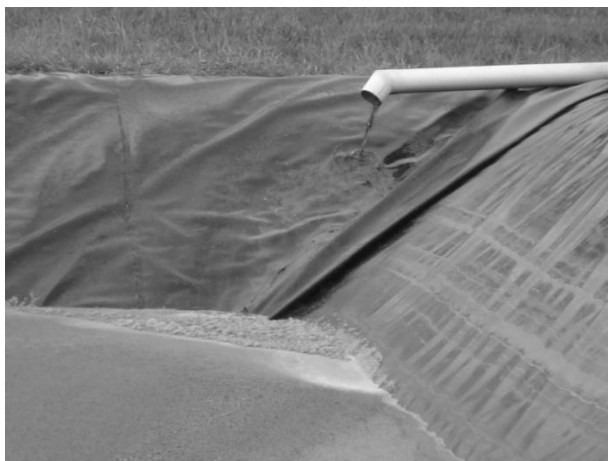


Figura 4 – Lagoa de estabilização do tipo anaeróbio com fundo trapezoidal com revestimento em fase de enchimento.

O processo de fermentação no qual as bactérias anaeróbias produzem metano e gás carbônico a partir da degradação de compostos orgânicos complexos é denominado digestão anaeróbia. Este processo ocorre em diferentes ambientes naturais tais como o trato gastrintestinal, pântanos, solos e nos sedimentos de rios, lagos e mares (CHERNICHARO E CAMPOS, 1992).

A digestão anaeróbia representa um sistema ecológico delicadamente balanceado, onde cada microrganismo tem uma função específica. As bactérias metanogênicas desempenham funções primordiais: elas produzem um gás insolúvel (metano), possibilitando a remoção do carbono orgânico do ambiente anaeróbio, além de utilizarem o hidrogênio, favorecendo o ambiente para que as bactérias acidogênicas fermentem compostos orgânicos com a produção de ácido acético, o qual é convertido a metano (CAMPOS, 1990).

Segundo Campos (1990), a digestão anaeróbia de compostos orgânicos complexos é normalmente considerada um processo de dois estágios. No primeiro, um grupo de bactérias facultativas e anaeróbias, denominadas formadoras de ácidos ou fermentativas, convertem os compostos orgânicos complexos em outros mais simples. Compostos orgânicos complexos como carboidratos, proteínas e lipídeos são hidrolisados, fermentados e biologicamente convertidos em materiais orgânicos mais simples, principalmente ácidos voláteis. Embora não ocorra a estabilização do resíduo durante o primeiro estágio, este é necessário para a conversão da matéria orgânica em uma forma mais apropriada para o segundo estágio do tratamento (CHERNICHARO, 1997).

É no segundo estágio que a real estabilização do resíduo acontece, por meio da conversão dos ácidos orgânicos, gás carbônico e hidrogênio em produtos finais gasosos, o

metano e o gás carbônico. Esta conversão é efetuada por um grupo especial de bactérias, denominadas formadoras de metano, as quais são estritamente anaeróbias. As bactérias metanogênicas dependem do substrato fornecido pelas acidogênicas, configurando, portanto uma interação comensal (CAMPOS, 1990).

Uma vez que as bactérias metanogênicas são responsáveis pela maior parte da estabilização do resíduo, a sua baixa taxa de crescimento e de utilização dos ácidos orgânicos normalmente representa o fator limitante no processo de digestão como um todo (CAMPOS, 1990).

A digestão anaeróbia pode ser considerada como um ecossistema onde diversos grupos de microrganismos trabalham interativamente na conversão da matéria orgânica em ácidos voláteis, alcoóis, ácidos voláteis intermediários e, finalmente, gás CH₄ e CO₂ (CHERNICHARO E CAMPOS, 1992).

Os microrganismos que participam do processo de decomposição anaeróbia podem ser divididos em três importantes grupos de bactérias com comportamentos fisiológicos distintos. O primeiro grupo é composto de bactérias hidrolíticas, que transformam por hidrólise, os polímeros em monômeros e estes, em acetato, hidrogênio, dióxido de carbono, ácidos orgânicos de cadeia curta, aminoácidos e outros produtos como glicose (CAMPOS, 1990).

O segundo grupo é formado pelas bactérias acetoclásticas produtoras de hidrogênio, as quais convertem os produtos gerados pelo primeiro grupo em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono (CAMPOS, 1990).

Campos (1990), diz que estes produtos finais são os substratos essenciais para o terceiro grupo, que por sua vez, consiste em dois diferentes grupos de bactérias metanogênicas. Um grupo utiliza o acetato transformando-o em metano e dióxido de carbono, enquanto o outro produz metano através da redução do dióxido de carbono.

Tanto as características físicas quanto as químicas do ambiente influenciam o crescimento microbiano. Fatores físicos em geral atuam como agentes seletivos, enquanto que os fatores químicos podem ou não ser seletivos. Alguns elementos, como carbono e nitrogênio, os quais são usualmente requeridos em quantidades relativamente grandes, podem ser muito importantes na seleção das espécies predominantes. Micronutrientes, os quais são requeridos em quantidades muito pequenas, geralmente exercem pouca ou nenhuma influencia seletiva (CHERNICHARO, 1997).

Conforme Chernicharo (1997), a digestão anaeróbia é particularmente suscetível a um controle estrito das condições ambientais, uma vez que o processo requer uma interação entre bactérias fermentativas e metanogênicas. Dessa forma, o sucesso do processo depende de um

balanço delicado do sistema ecológico. Atenção especial deve ser dispensada às bactérias metanogênicas, consideradas as mais vulneráveis às mudanças das condições ambientais (Figura 5).

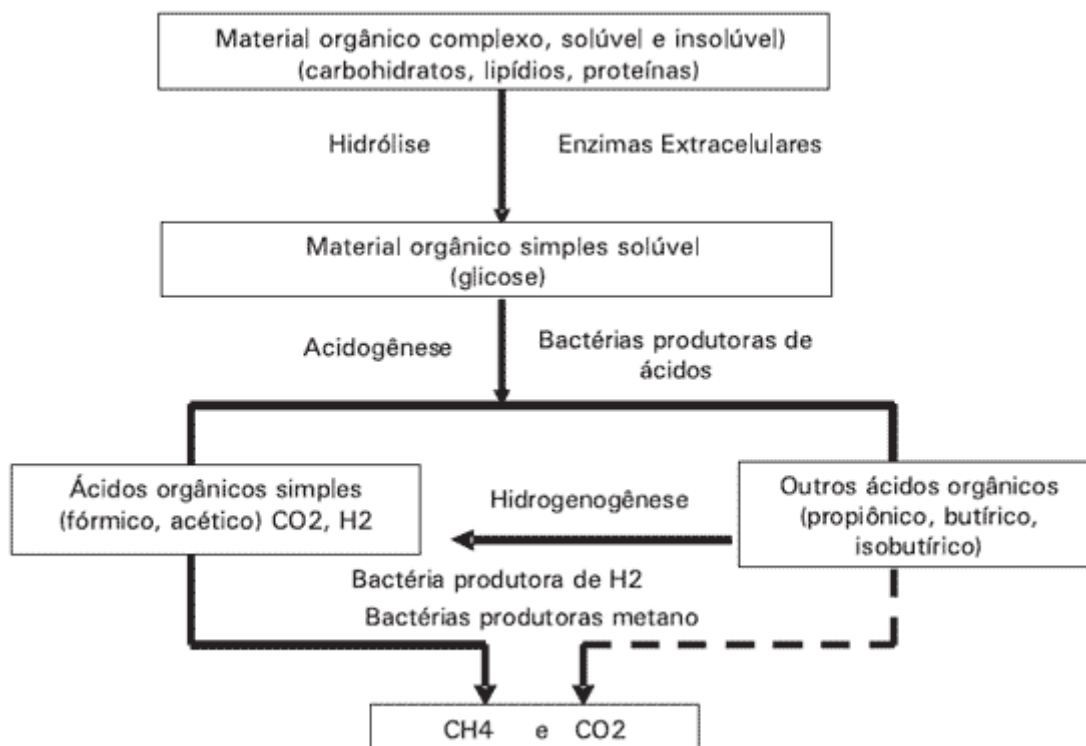


Figura 5 – Processos da digestão anaeróbia até a formação de metano (CHERNICHARO, 1997).

A digestão anaeróbia do resíduo animal resulta na produção de biogás, composto basicamente de CH_4 -50% a 70% e CO_2 -30%. O metano gerado nos biodigestores pode ser aproveitado como fonte de energia térmica ou elétrica e usada em substituição aos combustíveis fósseis (GLP) ou à lenha, tendo como vantagem, ser uma fonte de energia renovável. Além dos aspectos ambientais, redução na emissão de gases de efeito estufa, a produção de biogás pode agregar valor a produção, tornando-a autossustentável economicamente, por meio da geração de energia (térmica) e a valorização agrônômica do biofertilizante (OLIVEIRA, 2004; BONAZZI, 2001; LUCAS JUNIOR, 1994).

Depois do CO_2 , o CH_4 é o gás indutor do efeito estufa de maior importância. Uma molécula de metano contém quatro ligações C–H. Embora as vibrações de estiramento da ligação C–H ocorram bastante fora da região do infravermelho térmico, as vibrações de deformação angular da ligação H–C–H absorvem a $7,7 \mu\text{m}$, próximo do limite da janela do infravermelho térmico, conseqüentemente o metano absorve o infravermelho térmico nesta região (BAIRD, 2002).

Segundo Baird (2002), cerca de 70% das emissões atuais de metano são de origem antropogênica, ele é produzido por via biológica pela decomposição anaeróbica de matéria de origem vegetal. Tal processo se dá em grande escala onde ocorre a decomposição de plantas submersas em água, como por exemplo, em pântanos e brejos e terrenos úmidos de cultivo de arroz. Realmente, os nomes originais do metano foram “gás do pântano” e “gás do brejo”.

2.3 Tecnologias Limpas

Segundo Seifert (2007), “[...] tecnologias limpas são sistemas criados para minimizar de alguma forma os poluentes gerados em qualquer que seja o tipo de produção, agrícola, industrial, etc.” Surgiram, então, as tecnologias para o tratamento de poluentes, a fim de zelar pelos recursos naturais.

Segundo Barrera (2003), para as condições brasileiras, o biodigestor rural aproveita todas as sobras orgânicas (biomassa) da propriedade para a produção de gás e fertilizante, reduzindo custos nas propriedades, em que o biofertilizante é usado para o uso na irrigação de cultivos anuais e perenes.

Considera-se biomassa toda a matéria orgânica que possa ser transformada em energia mecânica, térmica ou elétrica, ela se torna uma das fontes renováveis com grande potencial de crescimento (AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA, 2008).

A Aneel (2008) estabelece que qualquer matéria orgânica que possa ser transformada em energia mecânica, térmica ou elétrica é classificada como biomassa. Segundo Zagonel e Ramos (2001), a biomassa, de acordo com a origem, pode ser: florestal (principalmente madeira); agrícola (soja, arroz, cana-de-açúcar, entre outras) e rejeitos urbanos e industriais (sólidos ou líquidos, como o lixo).

Ainda segundo a Aneel (2008), biomassa é uma das fontes para produção de energia com maior potencial de crescimento nos próximos anos. Tanto no mercado internacional quanto no interno, é considerada uma das principais alternativas para a diversificação da matriz energética e a consequente redução da dependência dos combustíveis fósseis.

De acordo com o exposto, os dejetos líquidos de suínos (DLS) caracterizam-se como biomassa, e podem ser encontrados em diferentes formas: sólida, líquida ou pastosa, variando em concentração de acordo com o tipo de produção suína e manejo dos mesmos. Torna-se, portanto, inviável a apresentação de um padrão válido de biodigestão em qualquer situação (BARTHEL, 2007).

O biofertilizante é o efluente gerado pela biodigestão que resulta da fermentação anaeróbia da biomassa de um biodigestor, considerado um produto final de toda reação e não somente um subproduto de grande importância para a agricultura, (BARBOSA E LANGER, 2011).

Além do sistema de biodigestores, verifica-se que existem vários processos que podem ser utilizados para o tratamento de dejetos de suínos, sendo os processos biológicos mais empregados: compostagem, bioesterqueira, lagoas de estabilização (anaeróbia, aeróbia ou facultativa) e diques de oxidação, porém sem a mitigação das emissões dos GEE. Estas unidades têm se mostrado muito eficientes na redução da carga orgânica, mas alguns desafios ainda precisam ser superados, como por exemplo, a alta carga de nutrientes (EMBRAPA SUÍNOS E AVES, 2007).

Apesar de apresentar alguns problemas, a biodigestão anaeróbia empregando biodigestores possibilita a produção de metano e seu aproveitamento energético de uma maneira eficiente. A biodigestão anaeróbia vem se difundindo rapidamente dentro da suinocultura, pela possibilidade dos produtores obterem algum retorno financeiro pela venda de créditos de carbono. Cabe ressaltar que isto nem sempre é tão simples de ser realizado, necessitando na maioria dos casos da assessoria de empresas especializadas para viabilizar o negócio internacionalmente (EMBRAPA SUÍNOS E AVES, 2007).

A criação de suínos sobre camas sobrepostas apresenta, como principal vantagem, a redução dos volumes dos dejetos produzidos e, por consequência a redução da poluição ambiental. O sistema de criação de suínos sobre camas consiste no armazenamento dos dejetos na camada do substrato, o qual absorve por completo esses produtos. A camada possui altura variável (em média 0,50 m) mantida através da reposição de material durante a permanência dos animais. De acordo com Simoni (1992), é possível a manutenção da cama na criação de suínos por um período de até 18 meses. Este sistema é mais empregado na fase de crescimento e terminação dos suínos (animais com peso inicial entre 18-25 kg, permanecendo na cama até os 105 kg).

Por outro lado, Huysman et al. (1992) afirmam que o tempo de permanência depende não somente das condições climáticas de cada país e do manejo do sistema como também, do regime de alimentação dos animais. Durante este período não ocorre uma completa estabilização da matéria orgânica, uma vez que o substrato recebe reposição de material de composição da cama para manter a altura inicial e, igualmente, os dejetos, ao longo do tempo de permanência dos animais.

Esta metodologia de produção de suínos poderá confirmar-se como excelente solução para o tratamento dos dejetos de suínos. Neste caminho de pesquisas, Goulart (1997) demonstrou também a eficiência do processo de compostagem dos materiais que compõem as camas biológicas e, igualmente, o comportamento dos animais neste método de produção animal. Apesar dessas características, verificou-se que a degradação do substrato que compõe o sistema de camas durante a fase de criação de suínos não é suficiente para a maturação/estabilização desses leitões.

Estudos de compostagem (leiras estáticas aeradas e reviradas) do material retirado das camas foram implantados, os quais se mostraram eficientes para a sua humificação; finalmente, os resultados dos trabalhos de observação dos animais em criação nas camas, mostraram a sua boa adaptação, observando-se que os mesmos se apresentaram calmos e pouco estressados.

Embora apresente uma série de vantagens, grande parte das pesquisas trata como tema central a disposição final dos dejetos de suínos no solo. Isso se deve ao poder fertilizante desses resíduos, fruto da alta concentração de nutrientes e da falta de alternativas realmente viáveis para a disposição final do resíduo sólido. No entanto, essas alternativas têm sido objeto de críticas, devido à capacidade limitada do solo em absorver nutrientes, e porque pelos fenômenos de percolação e lixiviação os resíduos facilmente poderiam atingir os corpos d'água (BERTO, 2004).

2.4 Avaliação da Emissão dos Gases do Efeito Estufa

O tratamento de dejetos animais é uma alternativa tecnológica para minimizar os GEEs e mitigar as mudanças climáticas. Por isso, integra as estratégias do Programa Agricultura de Baixo Carbono (ABC), coordenado pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). O objetivo é tratar 4,4 milhões de metros cúbicos de resíduos da suinocultura e de outras atividades, para deixar de lançar 6,9 milhões de toneladas de CO_{2eq} na atmosfera (SILVEIRA, 2012).

Projetos de tratamento de dejetos de suínos, que captam o gás metano (CH₄) antes que esse possa chegar à atmosfera, enquadram-se perfeitamente na categoria de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL). No Brasil, já existem iniciativas utilizando a tecnologia de biodigestores, que por meio da degradação dos dejetos de suínos de forma anaeróbia, e posterior aproveitamento energético, reduzem a emissão de GEE (MARQUES et al., 2007).

A contribuição da agricultura para o efeito estufa antropogênico (ROBERTSON et al., 2000), pode ser reduzida, sendo o desenvolvimento de sistemas de manejo do solo com capacidade para mitigar as emissões de GEE uma importante etapa (JANZEN et al., 1998; BAYER et al., 2000). Mitigação significa intervenção antrópica que reduz as emissões ou aumenta os sumidouros de GEE (IPCC, 2001), e o interesse nesse tema é geral e crescente na comunidade científica. Segundo previsões, em função da dependência do desenvolvimento e produtividade das culturas quanto aos fatores climáticos, a agricultura é um dos setores da atividade humana mais vulnerável aos efeitos de possíveis alterações climáticas, com repercussões negativas no que se refere à segurança alimentar em escala global (IPCC, 2001).

Uma das formas de se avaliar a emissão dos GEE's é por meio das câmaras estáticas, cujo formato restringe a passagem de ar liberado do solo para a atmosfera, de modo que as mudanças de concentração do gás dentro da câmara possam ser medidas. Para isso, amostras de ar do interior da câmara são coletadas em intervalos de tempo previamente determinados, sendo a variação na concentração dos GEE quantificadas *in situ* quando do uso de sistemas automatizados, ou posteriormente, no laboratório, por infravermelho ou cromatografia gasosa. A partir da variação da concentração dos gases no tempo, estima-se o efluxo ou influxo dos GEE no sistema solo-atmosfera (HUTCHINSON e LIVINGSTON, 1993).

As câmaras podem ser fechadas ou abertas. Nestas, é mantido um fluxo contínuo de ar através da câmara, com a concentração do gás atingindo uma diferença constante em relação à concentração do ar atmosférico. Nas câmaras fechadas, não há renovação do ar, sendo contínuas as mudanças de concentração do gás (MATTHIAS et al., 1980; DENMEAD e RAUPACH, 1993).

A utilização de câmaras fechadas é mais comum. Contudo as alterações promovidas por elas no microambiente a partir de sua instalação devem ser consideradas para a adequada interpretação dos resultados (DENMEAD e RAUPACH, 1993; HUTCHINSON e LIVINGSTON, 1993). Hutchinson e Livingston (1993) destacam que as fontes potenciais de erro nas estimativas de fluxo com a utilização de câmaras fechadas são as perturbações físicas no ambiente, das quais se destacam as variações na temperatura, pressão e concentração dos gases dentro da câmara e modificações na estrutura do solo. Em adição, os autores destacam o manuseio e a análise das amostras, o emprego de modelos imprecisos ou métodos inadequados para o cálculo do fluxo, além de erros com origem na amostragem por diferentes pessoas.

As dimensões e o material de construção das câmaras utilizadas para coleta das amostras de ar liberado do solo não são padronizados (FAO, 2001). Todavia, é de senso geral

que elas devem ser fabricadas com materiais que não sofram degradação no campo, apresentem menor aumento da temperatura no interior da câmara, e que causem o mínimo possível de perturbações no local de instalação. Um material frequentemente utilizado na construção de câmaras é o cloreto de polivinil (PVC), devido ao seu baixo custo de aquisição em relação a outros materiais, facilidade de trabalho na construção das câmaras, coloração branca (menor aquecimento), além da sua adequada durabilidade no campo.

As amostras do ar incubado em câmaras fechadas podem ser coletadas manualmente, utilizando-se seringa. Muitos trabalhos são realizados utilizando a mesma seringa para armazenamento da amostra até a realização da análise em laboratório. Neste caso, é importante que o material da seringa não seja permeável ao gás a ser analisado. As seringas de nylon são citadas como adequadas para coleta e armazenamento das amostras de ar, pois permitem o armazenamento da amostra, sem perdas gasosas, em até uma semana após a coleta (FERNANDES et al., 2002). As seringas de polipropileno também podem ser utilizadas para a coleta e armazenamento das amostras de ar (BALL et al., 1999; CHOUDHARY et al., 2002), sendo necessário, entretanto, que a análise do gás seja feita em 24 horas para evitar perdas dos gases a serem analisados, já que o polipropileno consiste em um material mais permeável (CHOUDHARY et al., 2002). Alguns trabalhos de quantificação do fluxo de gases são realizados armazenando as amostras de ar em frascos de vidro previamente evacuados (KHALIL et al., 2004; SITAULA et al., 1992), os quais são mantidos fechados por uma tampa de borracha e cobertos por uma camada de silicone para evitar as perdas de amostra.

A maior fonte individual no balanço de metano atmosférico é representada pelas áreas alagadas. Áreas alagadas naturais têm sido largamente estudadas nos últimos anos, evidenciando seu grande potencial de emissão. Grandes represas, particularmente em áreas tropicais, podem constituir uma considerável fonte de metano para a atmosfera, devido à decomposição anaeróbica da vegetação original alagada (RAMOS et al., 2006, MARANI e ALVALÁ, 2007; BAMBACE et al., 2007). Represas têm grande importância no desenvolvimento de diversas nações, sendo responsáveis pelo abastecimento de água potável, controle de inundação/seca dos rios, irrigação de áreas agricultáveis e geração de energia hidrelétrica (Rosa et al., 2004), assim, faz-se necessário estudos do impacto que a formação destes lagos podem ter no conteúdo de metano atmosférico.

A concentração de metano dissolvido na água e outros gases, como o CO₂ e o O₂, se desviam do equilíbrio com a atmosfera sob a influência da atividade biológica (fotossíntese, respiração aeróbica e anaeróbica e metanogênese). A direção e intensidade destes desvios refletem a importância relativa dos vários processos biológicos que consomem ou produzem

cada gás e fornecem uma indicação da natureza geral do metabolismo aquático. Assim, a observação do metano dissolvido nas águas pode ser usada como indicativo das taxas de produção do gás nos sedimentos e do seu consumo por microrganismos metanotróficos que estariam presentes na coluna d'água. Uma das técnicas mais utilizadas para a obtenção do metano dissolvido, por sua facilidade, simplicidade e confiabilidade alta, é a chamada técnica de “*headspace*” (MARANI, L. et al, 2013).

Segundo MARANI, et al, (2013), as amostras de água para a determinação de metano dissolvido podem ser coletadas em diversas profundidades. Para as coletas que não sejam na superfície, recomenda-se a utilização de equipamentos próprios, como a garrafa de Van Dorn, mostrada na Figura 6. A água deve ser coletada em seringas de poliuretano, de 60 ml, equipadas com válvula de 3 vias. O bico de uma seringa deve ser introduzido na saída de água da garrafa, e a seringa deve ser cheia de forma lenta para evitar que ocorra o aparecimento de bolhas (Figura 7).

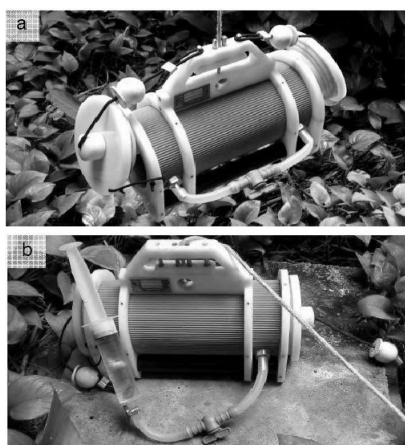


Figura 6 - Garrafa de Van Dorn.

Para as coletas de água da superfície, recomenda-se que seja feita diretamente em uma seringa de 60 mL, onde será realizada a extração do metano dissolvido. A ponta da seringa deve estar submersa na água, de forma que não permita a entrada de ar juntamente com a água. A extração do metano dissolvido da água é feita através da técnica de *headspace* descrita por Ioffe e Vitenberg (1984). Após o enchimento da seringa (Figura 7a), descarta-se água mantendo exatamente 30 mL na seringa (Figura 7b). Mais 30 mL de ar ambiente são acrescentados à seringa (Figura 7c). Esta mistura deve ser agitada continuamente por cerca de 2 minutos e então a mistura deve ser deixada em repouso, na horizontal, por mais 2 minutos (Figura 7d).

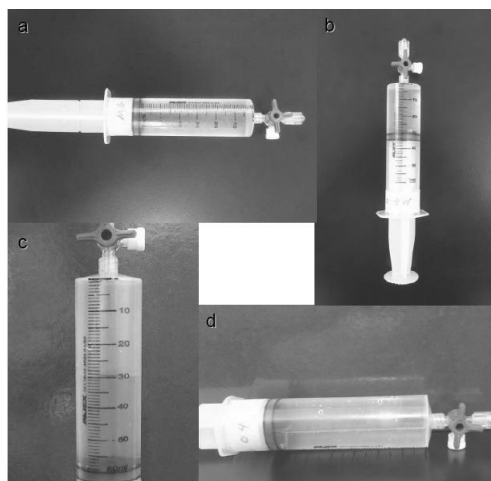


Figura 7 - Seringa de 60 ml.

Como o metano apresenta baixa solubilidade em água, o agitação com ar garante que a maior parte do metano dissolvido seja transferida da fase aquosa para a fase gasosa. Após 2 minutos de repouso, o ar presente na seringa deve ser transferido para um frasco de amostragem previamente preparado. Também deve ser realizada a coleta de uma amostra de ar ambiente, que terá sua razão de mistura de metano medida. Este valor será utilizado posteriormente para a determinação da quantidade de metano extraída da água (MARANI; et al, 2013).

Após o período de repouso, os 30 mL da parte gasosa devem ser transferidos para um frasco de vidro borosilicato de 20 mL lacrado com tampa de borracha e lacre de alumínio, afixados com o alicate de recrave, para proporcionar uma boa vedação e maior confiabilidade na amostra. A maior parte do ar interno deve ser retirada no momento da amostragem em campo. Para isso, pode-se utilizar uma seringa equipada com válvula de 3 vias. Insere-se a agulha no frasco lacrado, e com a válvula na posição 1 (Figura 8a) o êmbolo é puxado até o fim, mesmo contra a resistência oferecida, gira-se a válvula para a posição 2 (no sentido anti-horário, até a posição mostrada na Figura 8b) e então o êmbolo é empurrado até o fim, retirando o ar de dentro da seringa, então, girando a válvula no sentido horário, retorna-se à posição 1. O mesmo procedimento deve ser repetido por 10 vezes, quando o ar residual no frasco for mínimo. Estas amostras são levadas para um cromatógrafo para serem analisadas. (MARANI; et al, 2013).

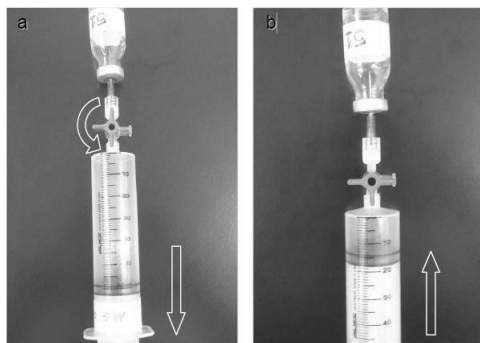


Figura 8 – Preparação do frasco de amostragem em campo.

Para a quantificação das emissões de GEE's, prevê-se do princípio da quantificação utilizando detectores de infravermelho, baseado na capacidade que os gases de CO₂, CH₄ e N₂O possuem de absorver a radiação eletromagnética na faixa do infravermelho. Trabalhos recentes mostram a possibilidade da utilização de espectrômetros de Infravermelho por Transformada de Fourier (Fourier Transform Infrared Spectroscopy – FTIR) para quantificação dos GEE (GRIFFITH e GALLE, 2000; GRIFFITH et al., 2002; HEDGE et al., 2003). A quantificação dos gases por FTIR é obtida relacionando a concentração com os valores da absorbância nos seguintes comprimentos de onda: 2239 e 2393 cm⁻¹ para o CO₂, 2999 cm⁻¹ para o CH₄ e entre 2214 a 2236 cm⁻¹ para o N₂O (HEGDE et al., 2003).

Outra possibilidade de quantificação das emissões é a cromatografia que, segundo Costa et al. (2006), possui como componentes principais: o gás carregador, a coluna cromatográfica, o detector e o sistema computacional para processamento dos dados. O planejamento de um sistema cromatográfico deve ser orientado em função do gás que se deseja quantificar, a faixa de concentração que este se apresenta na amostra e quais outros componentes presentes dos quais se precisa separá-lo. A versatilidade de um sistema cromatográfico permite escolher adequadamente os componentes e montá-los em um só aparelho para quantificar os três GEE. Vale salientar que isto é uma opção para quantificação dos gases. A quantificação por cromatografia gasosa pode ser realizada em equipamentos diferentes, o que é mais comumente encontrado em laboratório.

A quantificação por cromatografia exige a presença de detector adequado e sensível o suficiente para o gás que se deseja analisar. O gás CO₂ pode ser quantificado em cromatógrafos equipados com detector de condutividade térmica (Thermal Conductivity Detector - TCD) (BRAITHAWAITE e SMITH, 1999; BALL et al., 1999; SITAULA et al., 1992) e de captura de elétrons (ECD – Electron Capture Detector) (RUSER et al., 1998; FERNANDES et al., 2002).

Flessa et al. (2002), diz que o detector de TCD é considerado detector universal, mas sua sensibilidade é baixa (ppm), e, portanto não é adequado para a quantificação de N₂O e CH₄ que estão presentes na atmosfera na ordem de ppb. O óxido nitroso é usualmente quantificado por detector ECD (CHENG et al., 2004; FERNANDES et al., 2002; BAGGS et al., 2002) Logo, quando se utiliza detector de ECD tem-se a possibilidade de quantificar tanto o gás N₂O quanto o CO₂. Já para o CH₄ é utilizado o detector de ionização de chama (FID – Flame Induced Detector) quando se utiliza amostras de ar atmosférico (SITULA et al., 1992; FERNANDES et al., 2002; FLESSA et al., 2002; RUSER et al., 1998).

2.5 Biodigestores e Gás Metano

O biogás pode ser simplesmente queimado para reduzir o efeito estufa, ou aproveitado para uso doméstico, motores de combustão interna, sistemas de geração de energia elétrica ou térmica, onde o CH₄ e o N₂O deixam de ser emitidos para a atmosfera (OLIVEIRA e HIGARASHI, 2006).

A utilização do biogás como fonte de energia fomenta a redução das emissões do metano, o que contribui no aspecto ambiental, econômico e social, pois, podem-se reduzir os custos na propriedade. Uma alternativa é utilizá-lo como insumo juntamente com o biofertilizante gerado e ainda o aproveitamento desse recurso para a comercialização de créditos de carbono.

Assim, partindo-se do pressuposto de que o efeito estufa é um fenômeno global e que as reduções obtidas por qualquer país do mundo também contribuem para a redução total das emissões de GEE's, ou seja, de que essa redução pode ocorrer em qualquer lugar, o Protocolo de Kyoto encontrou uma forma de diminuir o impacto econômico que essas reduções podem causar nos países desenvolvidos. Essa medida consiste na criação de três mecanismos flexibilizadores que possibilitam que os países industrializados reduzam suas emissões a um menor custo, aproveitando-se de condições mais favoráveis fora de seu território, seja em outros países do Anexo I ou não (MOREIRA e GIOMETTI, 2008).

Estes mecanismos são os seguintes: a Implementação Conjunta (em inglês, Joint Implementation (JI)), o Comércio de Emissões e o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL). O MDL é o único que permite a cooperação entre países desenvolvidos e em desenvolvimento.

Dessa forma, é imprescindível o desenvolvimento de projetos que evitem as emissões de metano para a atmosfera para mitigar as mudanças do clima (ICLEI, 2009).

Conforme Pecora (2006), pode-se reduzir o metano emitido para a atmosfera por meio da captura, seguido da queima, isto pode ser feito pela sua simples combustão com o objetivo de prevenir sua emissão, bem como, recuperar o metano como fonte de energia evitando-se assim a queima de quantidade equivalente de combustível fóssil. Em ambos os casos o dióxido de carbono é formado.

O comércio internacional de emissões, também denominado como Emission Trade, que permite aos países industrializados – do Anexo I do Protocolo de Kyoto – a comercialização de até 10% da redução de suas emissões (PEREIRA E NOSSA, 2005). Admitindo assim, um livre comércio de direitos de redução de emissões em nível global, e esta comercialização amparada pelo artigo 17 do Protocolo (FARIAS et al., 2010).

O segundo é a Implementação Conjunta (Joint Implementation - JI), que proporciona aos países do Anexo I uma alternativa para adquirir créditos de carbono (FARIAS et al., 2010). Essa alternativa consiste em financiar projetos em outros países, também desenvolvidos, para compensar suas emissões.

O terceiro tipo é o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo – MDL (Clean Development Mechanism), o qual se refere a créditos gerados por atividades de redução de emissões nos países em desenvolvimento – países não listados no Anexo I – (PEREIRA, NOSSA e NOSSA, 2009), nas quais esses créditos são comprados por empresas de países desenvolvidos.

Devido à estrutura da suinocultura brasileira, diversas empresas e cooperativas do setor se interessaram em investir na tecnologia dos biodigestores anaeróbios em propriedades de suínos, por oferecer ganhos de créditos das Reduções Certificadas de Emissões (RCE's) para o financiamento de “créditos de carbono”; possibilitar a produção de energia (por meio do biogás); e permitir a obtenção de insumos orgânicos (biofertilizante). Além de consequentemente, mitigar o impacto ambiental ao redor das propriedades rurais por meio da redução da carga orgânica em 87%, podendo atingir até 96%, quando auxiliados por agentes biorremediadores (KONZEN, 2005).

A estrutura atual dos sistemas produtivos de suínos, com a concentração de animais em pequenas áreas, gerando grandes excedentes de dejetos, demanda áreas relativamente grandes para o seu reaproveitamento agrônômico (OLIVEIRA, 2004). Sendo assim, a utilização de biodigestores no meio rural tem merecido destaque devido aos aspectos de saneamento e geração de energia, além de estimular a reciclagem orgânica e de nutrientes (LUCAS JÚNIOR, 1994). Atualmente, os sistemas de armazenamento e tratamento de resíduos de suínos existentes no Sul do Brasil consistem de lagoas (anaeróbias, facultativas e

aeróbias), fossas internas, bioesterqueiras e esterqueiras. As esterqueiras com expressiva predominância, geralmente mal dimensionadas, ou sem nenhum projeto, não levam em consideração o volume de resíduos produzidos e o tempo necessário para a estabilização desses (LIMA et al., 2002). O custo médio de implantação era de US\$ 50,00 m⁻³ para biodigestor e US\$ 5,00 m⁻³ para lagoa anaeróbia padrão, conforme (PERDOMO et al., 2003).

Ernst et al. (1990), observaram que a produção de metano, por digestão anaeróbia, em biodigestores de alimentação contínua, solucionou problemas de odores e geração de energia alternativa em Iowa, nos EUA.

O biodigestor instalado nas propriedades produtoras de suínos, quando manejado adequadamente pode produzir biogás com uma eficiência de produção variando entre 0,35 a 0,60 m³ de biogás por m³ de biomassa. Para uma produção economicamente aceitável de biogás, o manejo dos dejetos na unidade produtora de suínos deve buscar obter a maior concentração possível de sólidos voláteis e evitar o desperdício de água (OLIVEIRA e HIGARASHI, 2006).

Belli Filho et al. (2001), realizaram estudo comparativo entre sistemas de tratamento por lagoas anaeróbias e biodigestores anaeróbios, acompanhando a evolução da demanda química de oxigênio e sólidos totais, cujos valores de redução desses parâmetros indicam que o reator RAFA (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente) pode apresentar-se como alternativa às lagoas anaeróbias.

O sistema de manejo de dejetos de suínos utilizando biodigestores é um eficiente instrumento de redução de emissão de dióxido de carbono equivalente (CO_{2eq}), desde que o metano seja queimado ou utilizado para outros fins, como, por exemplo, a geração de energia. Para a granja em sistema de terminação com 600 animais alojados, o potencial de redução de carbono foi de 325,16 t CO_{2eq} ano⁻¹ (ANGONESE et al., 2007). Enquanto Tamminga e Verstegen (1992), citam que um suíno de 50 kg pode produzir cerca de 450 kg CO_{2eq} ano⁻¹.

2.6 Geração de Energia Elétrica com Gás Metano

A cogeração define-se como produção combinada de calor e eletricidade, independentemente do processo e do equipamento utilizado (caldeira com gerador a vapor, grupo motor gerador, turbina) (BALESTIERI, 2002). Por meio deste processo a energia renovável, proveniente da produção de biogás, pode ser convertida em energia elétrica e térmica.

A energia elétrica pode ser utilizada nas instalações pecuárias, em sistemas de

iluminação ou em sistemas de climatização preferencialmente em sistemas de arrefecimento e de ventilação, já que a energia necessária para o aquecimento pode ser obtida a partir do biogás na sua forma térmica (calor). A energia elétrica excedente pode, em alguns casos, ser exportada para a rede nacional ou utilizada em consumos domésticos. O restante do conteúdo energético do biogás é convertido em calor através de equipamentos de queima (CRUZ e SOUSA, 2004).

Murphy e Mckeogh (2005), pesquisando resíduos, concluíram que a demanda de energia elétrica, térmica e com transportes conta com 50% do biogás produzido por digestão de material biológico. Assim, a produção de biogás com metano enriquecido, contribui com 50% na renda, como um combustível de transporte e 50% das reservas do potencial do gás estufa são perdidos.

A utilização do biogás em termos ambientais representa uma melhoria global no rendimento do processo. No meio rural o biogás pode atender quase todas às necessidades energéticas básicas, tais como: cozimento, iluminação, aquecimento e geração de energia elétrica para diversos fins (DIESEL et al, 2002). Oliveira (2001) salienta que os sistemas energéticos são selecionados em função de dois parâmetros fundamentais: disponibilidade técnica e viabilidade econômica. Porém, recentemente outra variável tem sido incorporada: a ambiental.

Segundo Beck (2007), alguns estudiosos compartilham desse ponto de vista ao afirmar que grande parte da energia depositada em resíduos agrícolas é simplesmente desperdiçada, lançada na forma de gases e calor para a atmosfera, por meio da decomposição. Na zona rural uma atividade importante é o manejo e disposição dos dejetos suínos, devido ao alto potencial poluidor, sendo que a utilização do biogás como potência renovável e sustentável, permite reduzir a emissão de gases efeito estufa e diversificar a matriz energética nacional.

Nas próximas décadas, a biomassa deverá ser base das fontes renováveis e insumo para a indústria química. Caso a sociedade mundial decida manter a concentração de carbono na atmosfera nas atuais 550 ppm, grande parte da energia futura não conterá carbono fóssil (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO, 2006).

O potencial de produção de biogás por animal por dia pode variar entre valores médios de $0,8 \text{ m}^3 \text{ animal}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ (CENTRO PARA CONSERVAÇÃO DE ENERGIA, 2000), $0,7 \text{ m}^3 \text{ animal}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ (OLIVEIRA e HIGARASHI, 2006). Quanto à geração de energia elétrica, Zago (2003), em estudo aplicado à região Oeste catarinense, calcula um rendimento de conversão de biogás em energia elétrica de $1,44 \text{ kWh m}^{-3}$ de biogás. Oliveira e Higarashi (2006)

calculam rendimento de 1,3864 kWh m⁻³ de biogás. Coldebella (2006), em estudo de caso de propriedade no município de Toledo, com utilização de motores diesel adaptado e gerador com capacidade de operação três vezes maior que a utilizada, obtém 0,670 kWh m⁻³ de biogás. Por fim, o Centro para Conservação de Energia (2000) define um rendimento de 6,5 kWh m⁻³ de biogás.

As diferenças dos rendimentos podem ser explicadas pela diferença da concentração de Sólidos Voláteis contidos nos dejetos e também pelo impacto do fator clima, sendo que temperaturas mais altas contribuem com o maior rendimento do biodigestor. Assim, quando calculado o rendimento médio por animal, obteve-se os seguintes valores médios: 0,536 kWh animal⁻¹ dia⁻¹ para Coldebella (2006), 0,9790 kWh animal⁻¹ dia⁻¹ para Oliveira e Higashi (2006) e 5,19 kWh animal⁻¹ dia⁻¹ para os estudos do Centro para Conservação de Energia (2000).

De acordo com Santos (2000), 1 m³ de biogás equivale a 6,5 kWh e conforme Coldebella (2006), determina-se que a eficiência de transformação de biogás em energia elétrica é dada pela razão entre a energia produzida pela equivalência de 1m³ de biogás, ou seja: Eficiência (%) = (energia produzida kWh m⁻³ ÷ 6,5 kWh m⁻³) * 100.

Existe a possibilidade de geração de renda extra para o suinocultor, além da produção do animal. A energia produzida a partir dos DLS pode movimentar um gerador de energia, que, por sua vez, alimenta todos os equipamentos elétricos e a gás da granja, desde a casa (bocais de luz, refrigerador, televisor, computador, aparelhos de som, fogão, micro-ondas, etc.) até o próprio galpão de suínos (terminais de luz, aparelhos diversos). A Companhia de Eletricidade do Paraná (Copel) e Itaipu Binacional já tem estudos e projetos para aproveitar este potencial.

2.7 Influência do Arraçoamento

O aproveitamento dos nutrientes presentes na dieta é realizado com pouca eficiência por parte do suíno, o que compõem as médias na utilização do nitrogênio de 29%, de fósforo de 28% e do potássio de apenas 6% (OLIVEIRA, 2001).

Segundo o National Research Council (1989), em torno de 45 a 60% do nitrogênio, 50 a 80% do fósforo e cálcio, aproximadamente 70 a 95% do cobre, zinco, potássio, sódio, magnésio, manganês e ferro consumidos são excretados pelos suínos.

A redução da produção de dejeções animais por meio do aumento da eficiência de utilização dos nutrientes da dieta, de forma a minimizar as perdas durante sua passagem pelo

organismo. Durante o período de crescimento e terminação (25 a 100 kg), um suíno consome de 5 a 6 kg de nitrogênio e perde 2/3 dessa quantidade, sendo 1,1 a 1,3 kg pelas fezes e 2,4 a 2,7 kg pela urina (PERDOMO et al., 1998). Ludke e Ludke (2003) relatam que quanto mais elevado for o nível de nitrogênio da dieta maior será a quantidade excretada na urina. Apesar da volatilização do N, não deve haver preocupação em relação à limitação do emprego de biofertilizantes, visto que os próprios sais solúveis, principalmente de potássio (K), sódio (Na) e outros, contidos na solução, reduzem as perdas a níveis inferiores aos comparados com a ureia comercial (ANDRASKI et al., 2000).

Quase a totalidade do K do dejetos provém da urina, como sais solúveis, e apesar de não sofrer perdas por volatilização como o N, pode sofrer grandes perdas por lixiviação em solos arenosos e escoamento superficial em solos impermeáveis e compactados. O K está presente, em grande parte na urina dos animais, é altamente solúvel em água e prontamente disponível, pois se encontra totalmente na forma mineral. Devem-se evitar perdas de K solúvel por vazamentos nas esterqueiras, pois pode fluir juntamente com a água (MOREIRA et al., 2003).

O P é encontrado essencialmente nas fezes e provém do P celular, das células de descamação e P dos microrganismos. Parte do P contido nos dejetos é solubilizado e aproveitado pelas plantas e o restante fica armazenado no solo podendo formar compostos estáveis como fosfato de cálcio e fosfato de ferro. Tais reações dependerão das condições do solo, como: pH, teor de argila, matéria orgânica, entre outros (PERDOMO et al., 1998). As quantidades de P vegetal, presentes na maioria das dietas seriam, em geral, suficientes para atender as funções essenciais dos suínos, não fosse sua baixa disponibilidade, variando de 15 a 50%. Tal fato ocorre porque o fósforo está presente em grande parte nos alimentos na forma de fitato, que é praticamente indigerível e eliminado nas fezes. Ainda segundo Perdomo et al. (1998), há necessidade de uma suplementação proveniente de fontes mais assimiláveis a fim de que possa atender as exigências nutricionais do animal. Desse modo, se o suíno é alimentado com quantidades de P acima do requerido, o excesso também será eliminado nos dejetos. O P está presente mais na forma de compostos orgânicos, enquanto a urina contém apenas traços do elemento. No dejetos manejado de forma líquida há necessidade de homogeneização da biomassa, porque o P pode ser fixado no fundo das lagoas e esterqueiras (SCHERER et al., 1994). Segundo Ceretta et al. (2005), a quantidade de N presente nos dejetos de forma líquida pode ser de duas a sete vezes maior que o P contido nesse tipo de dejetos. Esses dois constituintes, N e P, do dejetos são importantes sob o ponto de vista econômico e ambiental.

Os principais constituintes do DLS que afetam as águas superficiais, lençol freático e manancial hídrico são a matéria orgânica, nutrientes, bactérias fecais e sedimentos. Além destes fatores, as emissões de gases originados pelos dejetos podem causar entre outros agravantes, prejuízos nas vias respiratórias do homem e animais, além de contribuírem para o aquecimento global da terra (LUCAS et al., 1999).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

O projeto foi executado no município de Rio Verde-GO, em região de produtores de suínos integrados do Frigorífico BR Foods, S.A. e Frigorífico MARGEN, LTDA. Rio Verde está situado no Planalto Central e sua cidade sede na localização: latitude sul $\sim 17^{\circ} 47' 52''$; longitude W. Grw $\sim 50^{\circ} 55' 40''$; altitude ~ 748 m.

O Município pertence à Mesorregião 05 – Sul Goiano, a mais rica de Goiás, e à Microrregião Sudoeste Goiano. Os municípios limítrofes a Rio Verde também pertencem à Mesorregião Sul Goiano. A área do Município, com 8.388,295 km², representa 2,47% de superfície do Estado de Goiás (Figura 9).

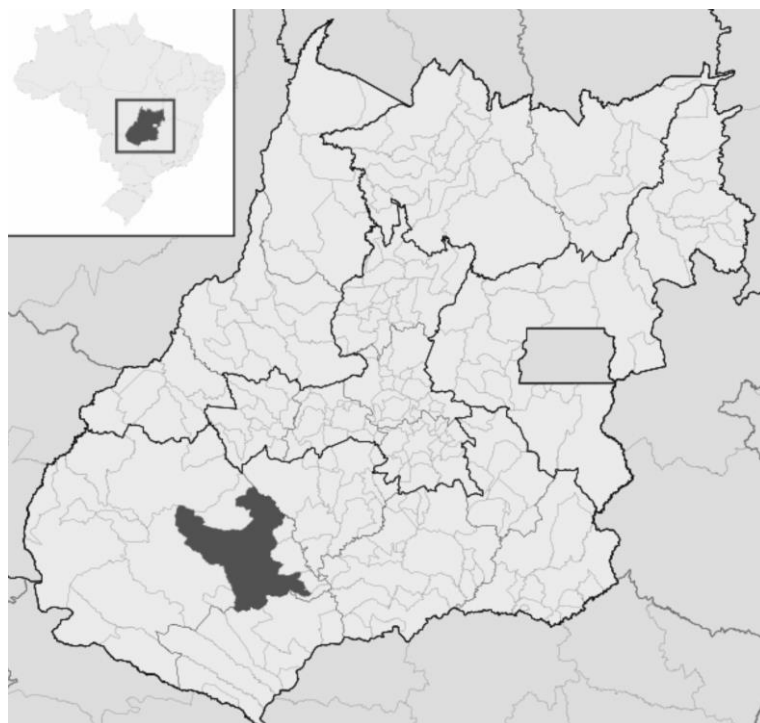


Figura 9 – Mapa das regiões e de localização do município de Rio Verde-GO.

A cidade localiza-se a 238 km de Goiânia, a 448 km de Brasília, a 346 km de Uberlândia, a 920 km de Belo Horizonte e a 924 km de São Paulo. O clima da região é o tropical úmido tipo Aw (Köppen-Geiger), caracterizado por duas estações bem definidas, a exemplo do que ocorre em todo o Estado de Goiás:

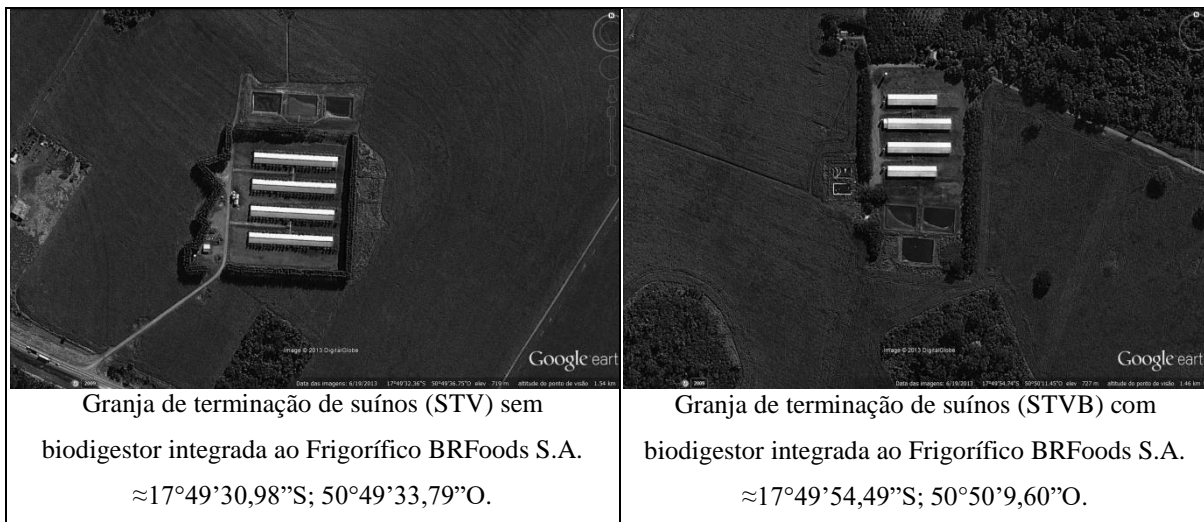
– o período úmido, compreendido entre fins de setembro e meados de abril, com índices pluviométricos mais elevados ocorrendo entre dezembro e março. Neste período a precipitação média mensal situa-se acima de 250 mm; e,

– o período seco, compreendido entre abril e setembro, em que a precipitação média dos meses menos chuvosos (junho a agosto) fica abaixo de 10 mm por mês.

Nas estações outono-inverno são registradas as temperaturas mínimas que podem variar de 6 °C a 15 °C. A menor temperatura registrada nos últimos 8 anos foi de 0 °C no dia 18 de Julho de 2000 (Mín.: 0 °C / Máx.: 27 °C).

A umidade relativa do ar apresenta uma variação sazonal significativa, chegando a valores extremamente baixos no período seco, contribuindo para o estabelecimento de grande amplitude térmica diária, quase sempre excedendo a 10° C. Tipicamente, apenas no período úmido é que os índices tornam-se satisfatórios (acima de 60%).

No experimento de quantificação das emissões de gases de efeito estufa, especificamente o metano (CH₄), nas lagoas de estabilização dos dejetos de suínos foram definidos cenários com diferentes tipos de manejo dos DLS, como por exemplo, manejo tradicional em lagoas de estabilização sem biodigestores e com biodigestores, para obter um contraste destas emissões, bem como, cenários de granjas de SVT (terminação) e granjas SPL (gestação, maternidade e creche), ou seja, com fases diferentes de criação. Abaixo temos as imagens de satélite (aplicativo Google Earth) dos cenários que foram objeto de estudo da presente pesquisa (Figura 10).



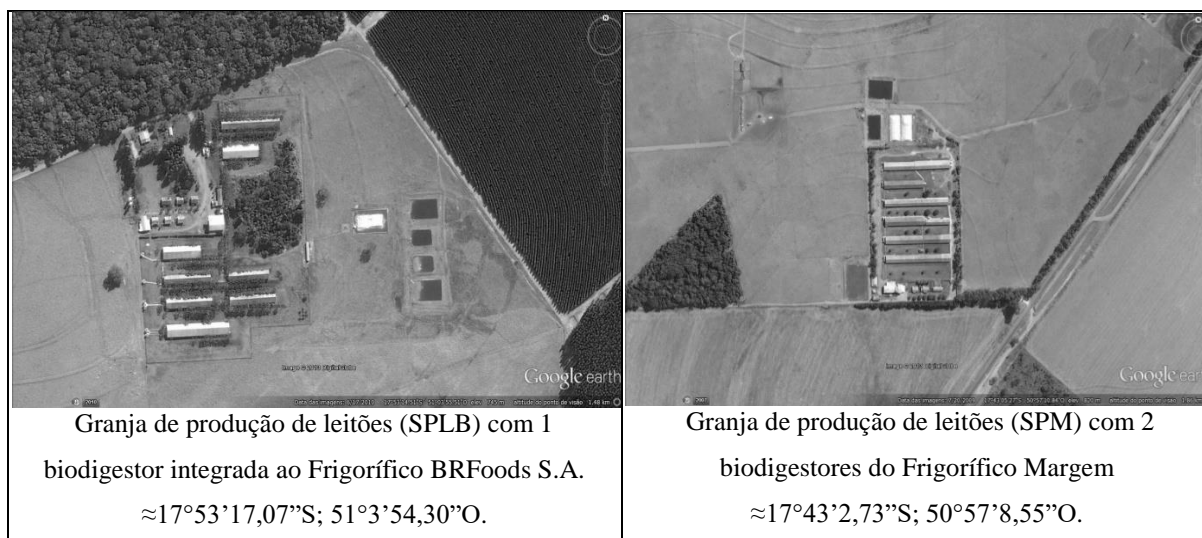


Figura 10 – Cenários avaliados no estudo de emissão de CH₄ em lagoas de estabilização de DLS.

Em relação às granjas de produção de leitões pesquisadas temos os seguintes cenários: granja SPM (Frigorífico Margem, LTDA) estava alojada com aproximadamente 728 matrizes ativas cujo índice zootécnico do número de partos por matriz ano é em média de 2,48 e o número de leitões nascidos vivos em média de 13,10. Para a granja SPLB aproximadamente 1008 matrizes ativas cujo índice zootécnico do número de partos por matriz ano é em média de 2,86 e o número de leitões nascidos vivos em média de 11,81.

A suinocultura desenvolvida no projeto da BRFoods S.A. tem por objetivo a melhor performance em produtividade e desempenho zootécnico. O projeto é formado por módulos padrões de 1.100 e 2.200 matrizes produtivas e algumas granjas menores mais antigas. Atualmente é composto por 50.000 fêmeas, dentre as quais 42.000 fêmeas produtivas, que produzem em média 19.000 leitões por semana. Esta produção semanal é entregue aos parceiros da Empresa BRFoods com um peso vivo médio de 23,0 kg e idade de 60 dias, produzindo no ano média de 22,13 leitões fêmea⁻¹ ano⁻¹ da genética Agroceres pic® e 24,94 leitões fêmea⁻¹ ano⁻¹ da genética topigs®. A empresa adquire estes animais e aloja em instalações de seus parceiros terminadores, Sistema Vertical Terminador (SVT), em sistema de parceria, onde após 108 dias são destinados ao frigorífico para abate, com peso médio de 115 kg. Os cenários das granjas de terminação (SVT e SVTB) geralmente possuem núcleos de quatro galpões com capacidade de alojamento de 1000 suínos em terminação por galpão, totalizando aproximadamente 4000 suínos por núcleo de terminação (engorda).

O monitoramento foi realizado nos cenários de granjas de terminação (SVT e SVTB) em 6 intervalos (março/12, maio/12, setembro/12, novembro/12, janeiro/13 e março/13) e 7 intervalos (março/12, maio/12, julho/2012, setembro/12, novembro/12, janeiro/13 e

março/13), respectivamente. Com 2 dias de duração, sendo o primeiro dia nos períodos da manhã e tarde no cenário de SVT e no segundo dia (manhã e tarde) no cenário de SVTB.

Nos cenários de produção de leitões (SPLB e SPM) foram 4 intervalos (setembro/12, outubro/12, novembro/12, janeiro/13) com 2 dias de duração, um dia (manhã e tarde) no cenário de SPLB e no outro dia subsequente (manhã e tarde) no cenário de SPM para as granjas de produção de leitões, levando-se em consideração o calendário de enchimento e aplicação dos dejetos de suínos nas lagoas de estabilização.

Foram instaladas câmaras flutuantes de coleta de gases específica para tal, onde são capturadas as amostras do biogás emitido para atmosfera e então analisadas as amostras no laboratório do Centro Nacional de Pesquisa de Agrobiologia (Embrapa Agrobiologia). Em cada cenário pesquisado coletou-se amostras de gases em duas lagoas anaeróbicas em seus quatro cantos, perfazendo um total de 24 amostras na parte da manhã e mais 24 no período da tarde por cenário pesquisado por dia amostrado. Portanto, temos um montante de 672 amostras para os cenários de terminação (SVT e SVTB) ao longo de todo o período pesquisado e 384 amostras para os cenários de produção de leitões (SPLB e SPM). Também foram coletadas amostras de dejetos de suínos para quantificação dos elementos presentes no mesmo para cada dia de coleta de gases.

3.1 Avaliações

3.1.1 Coleta, armazenamento e transporte das amostras

A coleta das amostras de ar nas câmaras foi realizada por meio de seringas de 60 mL de polipropileno, as mesmas foram transferidas para frascos evacuados (80 KPa) fechados com septos de borracha (septo de butil) e lacres de alumínio. As análises não puderam ser realizadas rapidamente após a amostragem, portanto os frascos foram colocados com a boca para baixo em recipiente com água até o envio das amostras para o laboratório da EMBRAPA Agrobiologia no município de Seropédica-RJ. (Figuras 11, 12 e 13).



Figura 11 – Bomba de vácuo, seringa e frascos no momento da amostragem.



Figura 12 – Termômetro para medição de temperatura dos DLS no momento da amostragem.



Figura 13 – Câmara flutuante para amostragem dos gases dentro da lagoa.

As amostragens foram realizadas com três (3) tempos durante a coleta (inicial, intermediário e final). Sendo de, 0, 4, e 8 minutos, entre esses, obrigatoriamente, a primeira amostragem foi a do tempo zero (inicial). Consideramos os intervalos de forma que houvesse uma linearidade nas concentrações dos gases nos diferentes tempos amostrados, o que indica

que não está ocorrendo efeito supressivo do aumento da concentração do gás no interior da câmara sobre a difusão do gás do interior das lagoas de estabilização. O tempo total da incubação deve ser o menor possível, desde que suficiente para que seja observada acumulação de gás na câmara. No início das amostragens utilizaram-se os tempos de 0, 5, e 10 minutos, porém os mesmos não se mostraram eficientes para a determinação do incremento de emissão do CH_4 dentro da câmara ocorrendo à saturação das amostras (Figura 14).



Figura 14 – Amostragens de biogás nas lagoas anaeróbias.

Os horários das amostragens foram entre 9:00 e 11:00 horas da manhã e no período da tarde entre 14:00 e 16:00 horas (Figuras 15 e 16).



Figura 15 – Coleta de amostras no período da manhã.



Figura 16 – Coleta de amostras no período da tarde.

3.1.2 Cálculos

A concentração dos GEE na amostra de ar obtida da câmara foi calculada com a aplicação da curva analítica, que relaciona as áreas dos picos de gás padrão, obtida do cromatógrafo, e as concentrações dos padrões. Posteriormente, foi realizada a transformação das áreas e concentrações em logaritmo por ser interessante obter uma curva analítica mais significativa, bem como, foi acompanhado a relação entre a área do pico e a concentração dos padrões (Figura 17).



Figura 17 – Cromatógrafo analisando amostras no laboratório da Embrapa Agrobiologia.

Calculadas as concentrações das amostras retiradas das câmaras, calcula-se a taxa de variação de concentração do gás, considerando-se o modelo de ajuste linear. Para dois tempos de amostragem, a taxa é a diferença de concentração inicial e final, dividida pelo tempo de incubação. No caso dos três tempos de amostragem, determinou-se o coeficiente angular da reta estabelecida entre os tempos de coleta e a concentração de GEE das amostras (Figura 18).



Figura 18 - Cromatógrafo com computador acoplado no laboratório da Embrapa Agrobiologia.

Existem modelos de curvas que podem representar melhor a variação da concentração do gás na câmara, mas nem sempre são facilmente utilizados. Por isso, o modelo linear é o mais utilizado, desde que o incremento do gás na câmara tenha bom ajuste linear.

Determinada a taxa de variação da concentração do gás na câmara, calcula-se o fluxo da seguinte forma:

$$F(dC/dt) = (\Delta C/\Delta t) \cdot (M/V_m) \cdot V/A$$

Onde,

$\Delta C/\Delta t$ é a taxa de variação do gás dentro da câmara por tempo (ppm/minutos); M é o peso molecular (g); V_m é o volume molecular do gás (1 mol ocupa 22,4 L nas CNTP); V é o volume (dm^3) e A é a área da câmara (cm^2). O volume molecular precisa ser corrigido para a temperatura no interior da câmara (T) durante a amostragem, bastando multiplicar 22,4 por $(273/273+T)$.

Para o cálculo dos fluxos de CH_4 , utilizaram-se padrões de 1,49, 10, 1000 ppm CH_4 ($\mu\text{mol mol}^{-1}$) para a construção da curva analítica. As curvas eram utilizadas para transformar os resultados de área dos picos dos gases em concentração. As análises foram realizadas no Laboratório de Química Agrícola da Embrapa Agrobiologia, utilizando um cromatógrafo de gás (Perkin Elmer, Autosystem) equipado com uma coluna de "Porapak Q" e um detector de ionização de chama (FID) para análise de CH_4 . Os fluxos de gás CH_4 , expressos em $\mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$.

Após o cálculo dos fluxos, foram estimadas as emissões para o intervalo de tempo estudado. Inicialmente, este cálculo foi feito multiplicando-se os fluxos obtidos por 24, para obter o fluxo total diário. Para o cálculo dos fluxos nos intervalos de dias em que não foram feitas medições, multiplicou-se o número de dias do intervalo pela média das emissões dos

dias onde houve amostragem, que definiam o intervalo. A emissão total no período foi à soma das emissões estimadas para cada dia.

3.1.3 Frequência de amostragem dos fluxos de GEE

Os equipamentos utilizados para as amostragens foram à câmara flutuante confeccionada conforme Paredes (2011) e desenvolvida por Fernando Zuchello no ano de 2012 para esta pesquisa, sendo a mesma disposta nos quatro cantos das lagoas de estabilização, possuindo 40 cm de diâmetro e 25 cm de altura com revestimento de espuma e plástico metálico a fim manter o acondicionamento térmico ideal para as amostragens, bem como, bombas de vácuo, seringas, frascos e bandejas para acondicionamento dos frascos até o seu posterior envio para o laboratório de análises.

Na coleta da amostra de DLS utilizou-se uma garrafa plástica com capacidade para 500 mL de amostra, sendo que os mesmos eram coletados na superfície das lagoas de estabilização.

Foram coletadas as amostras de biogás nos quatro cantos das lagoas de estabilização de granjas (SPL e SVT) com e sem biodigestores, com 3 tempos de amostragem, sendo tempo zero (T0), 4 minutos após (T4) e 8 minutos após (T8) o tempo zero, ou seja, perfazendo o total de 12 coletas lagoa⁻¹ período⁻¹.

Cada semana de coleta foi necessário um montante de 96 frascos para SVT e SVTB e 96 frascos para SPLB e SPM, ou seja, são quatro lagoas com dois horários de coleta e 12 coletas lagoa⁻¹ (Figura 19).



Figura 19 – Lagoa de estabilização de DLS com a câmara posicionada para amostragem.

Foram necessárias no mínimo três pessoas para realização das amostragens, pois com o auxílio de cordas a câmara flutuante era invertida para renovação do ar em seu interior e posteriormente estabilizada e então efetuado o pouso sobre a lagoa de estabilização com a menor perturbação possível da superfície de DLS (Figura 20).



Figura 20 – Lagoa de estabilização de DLS sendo esvaziada com a câmara posicionada para amostragem.

Após a coleta em um dos cantos da lagoa de estabilização era então feito o rodízio pelos outros cantos da mesma, até completar uma volta, posteriormente seguia-se para outra lagoa ao lado da que fora realizada a amostragem, isso no período da manhã (Figura 21).



Figura 21 – Lagoa de estabilização de DLS em granja de produção de leitões com a câmara posicionada.

No período da tarde na mesma granja avaliada no período da manhã repetia-se o procedimento adotado no período anterior (Figura 22).



Figura 22 – Lagoa de estabilização de DLS em granja de produção de leitões com dois biodigestores.

3.1.4 Amostragem e análise do dejetos

Um dos principais problemas do manejo de dejetos é o alto grau de diluição, ocasionado, principalmente, por vazamentos no sistema hidráulico, desperdício de água nos bebedouros e sistema de limpeza inadequada, problemas estes invariavelmente relatados pelos funcionários das granjas pesquisadas.

Foram coletadas amostras do DLS por lagoa por dia de coleta, ou seja, quatro amostras por mês. Os dejetos foram analisados no laboratório da Universidade de Rio Verde (UNIRV) (Tabela 1).

Tabela 1. Parâmetros analisados nos dejetos líquidos de suínos (DLS) das lagoas de estabilização pesquisadas.

| MACRONUTRIENTES (mg L ⁻¹) | | | | | |
|---------------------------------------|------|----|----|----|---------------------|
| N Total - % | P | K | Ca | Mg | S(SO ₄) |
| MICRONUTRIENTES (mg L ⁻¹) | | | | | |
| Fe | Mn | Cu | Zn | | |
| DADOS COMPLEMENTARES | | | | | |
| MO % | MS % | pH | | | |

Mais especificamente, os valores de concentração de nutrientes foram analisados pelos seguintes métodos: N método semi micro Kjeldahl; P método de espectrometria com amarelo de vanadato; K espectrometria de chama de emissão; Ca, Mg, Cu, Fe, Mn, Zn espectrometria de absorção atômica; S turbidimetria do sulfato de bário; pH determinação em potenciômetro de bancada.

Essa análise subsidiou a correlação entre macronutrientes (N, P e K) e emissões de CH₄, pois os microrganismos anaeróbios responsáveis pela digestão e que produzem o biogás, quando bem nutridos produzem mais biogás e conseqüentemente mais metano.

3.1.5 Caracterização das lagoas de estabilização

O armazenamento dos dejetos muitas vezes é confundido com o conceito de “tratamento” desses dejetos, embora haja algumas formas de armazenar que não promovem qualquer ação neste sentido. Conceitualmente a armazenagem consiste em colocar os dejetos em depósitos adequados durante um determinado tempo, com objetivo de fermentar a biomassa e reduzir os patógenos dos mesmos. Por não ser um sistema de tratamento, fica aquém dos parâmetros exigidos pela legislação ambiental para lançamento em corpos receptores (rios, lagos e etc.) e a sua utilização como fertilizante requer cuidados especiais.

Segundo informações colhidas junto aos produtores de suínos da região de Rio Verde-GO, o sistema de armazenamento e/ou tratamento preconizado pela integradora nos atuais projetos para as granjas de suínos tem sido o de lagoas de estabilização do tipo anaeróbia com perfil trapezoidal. Sendo, em número de três para cada núcleo de quatro galpões de suínos com capacidade de terminação de 1.000 animais por galpão, com suas dimensões aproximadas de: comprimento no fundo de 34,0 m; largura no fundo de 22,0 m; comprimento na crista do talude de 44,5 m; largura na crista do talude de 32,5 m; profundidade média de 3,50 m e borda livre de 0,50 m; com um volume útil de armazenamento de aproximadamente 4.900,0 m³ por lagoa anaeróbia. Portanto, chegamos a uma quantidade de tempo de detenção dos dejetos nas lagoas, levando-se em consideração o plano de aplicação de aproximadamente 98 dias em média no sistema de batelada, para uma vazão de dejetos per capita entorno de 12,5 L d⁻¹.

3.1.6 Variação da temperatura do DLS

As temperaturas dos dejetos foram medidas na superfície das lagoas, mergulhando-se a ponta do termômetro e deixando-o até a estabilização da leitura em cada amostragem realizada, totalizando 32 medidas para abril/2012, maio/2012, julho/2012 e março/2013 em granjas de SVT respectivamente; 64 medidas para agosto/2012, outubro/2012, novembro/2012 e janeiro/2013 em todos os cenários avaliados na pesquisa.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Análise dos Dejetos Líquidos de Suínos

A variação média da temperatura dos DLS durante as coletas realizadas nas granjas de produção de suínos nos cenários avaliados foram (Figura 23):

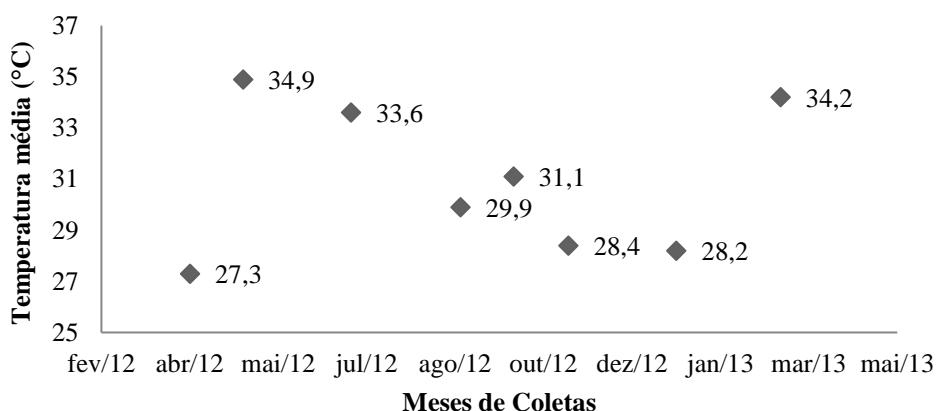


Figura 23 – Variação média da temperatura dos DLS nos dias de coleta nas granjas de suínos pesquisadas.

A temperatura do substrato (DLS) exerce influência sobre a velocidade do processo de biogestão anaeróbia, atuando diretamente na taxa de crescimento dos microrganismos e por conseguinte na produção de biogás. É comum dividi-la em três faixas: a termofílica entre 50 e 70 °C; a mesofílica, entre 20 a 45 °C; e a psicofílica, abaixo de 20°C (LUCAS JÚNIOR, 1994).

De acordo com os resultados apresentados, temos as temperaturas médias dos DLS para todos os cenários avaliados em cada mês amostrado na faixa mesofílica, entre 20 a 45°C, sendo estas consideradas temperaturas ambientes.

As análises dos dejetos líquidos de suínos (DLS) amostrados durante o período experimental, relacionados aos elementos nitrogênio, fósforo e potássio, produziram os seguintes resultados:

Os resultados para concentração média de nitrogênio total nos diferentes tipos de cenários (granjas) avaliados durante todo o período pesquisado foram as médias de 6 amostras para SVT/BRF, 5 amostras para SVTB/BRF, 4 amostras para SPL/BRF e SPL/Margem (Figura 24).

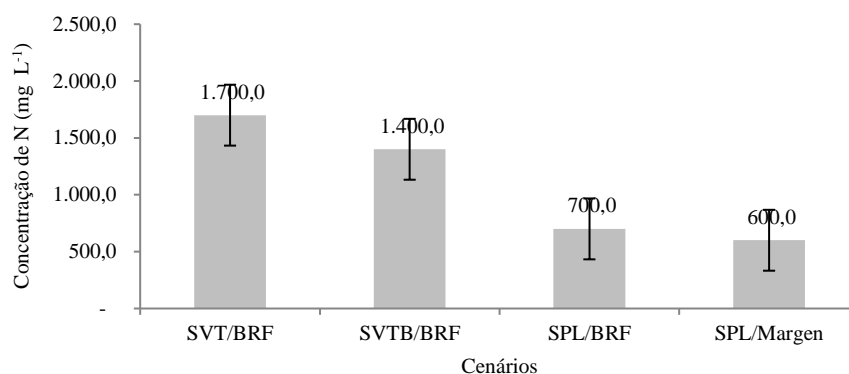


Figura 24 – Concentração média de N_T (mg L⁻¹) nos diferentes cenários de granja pesquisada.

Os resultados para concentração média de fósforo total nos diferentes tipos de cenários (granjas) avaliados durante todo o período pesquisado foram as médias de 6 amostras para SVT/BRF, 5 amostras para SVTB/BRF, 4 amostras para SPL/BRF e SPL/Margem (Figura 25).

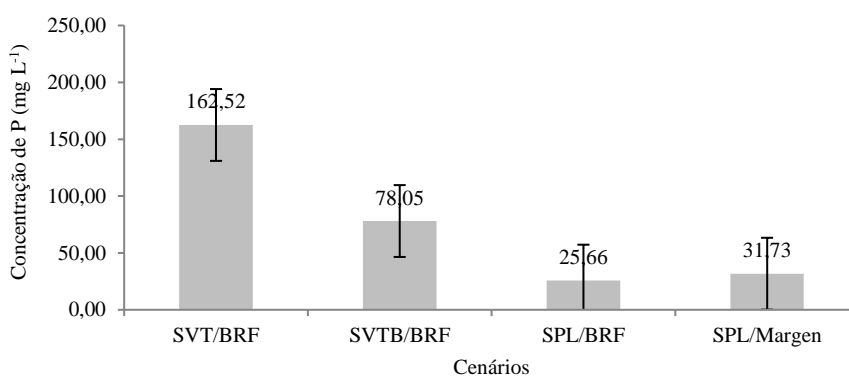


Figura 25 – Concentração média de P_T (mg L⁻¹) nos diferentes cenários de granja pesquisada.

Os resultados para concentração média de potássio total nos diferentes tipos de cenários (granjas) avaliados durante todo o período pesquisado foram as médias de 6 amostras para SVT/BRF, 5 amostras para SVTB/BRF, 4 amostras para SPL/BRF e SPL/Margem (Figura 26).

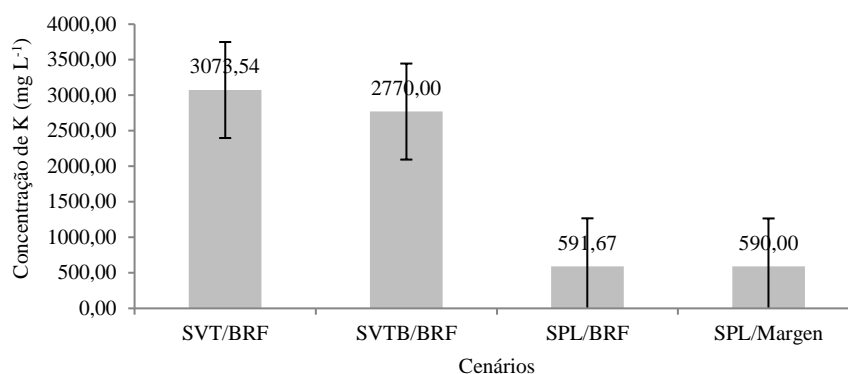


Figura 26 – Concentração média de K (mg L⁻¹) nos diferentes cenários de granja pesquisada.

Conforme Vanin (2010) relata em experimento conduzido em Rio Verde-GO, utilizando DLS de uma granja de terminação estocados durante 120 dias, foram coletadas amostras do resíduo para análise antes da aplicação dos mesmos. As análises foram realizadas no mesmo laboratório e com a mesma metodologia da presente pesquisa, observaram-se as seguintes características químicas na concentração de NPK: N = 1.800 mg L⁻¹; P = 44 mg L⁻¹; K = 1.000 mg L⁻¹.

Sousa et. al. (2013), em experimento no município de Diamantina-MG em granja de ciclo completo (produção de leitões e terminação), relata que o DLS utilizados no experimento foi o efluente da segunda lagoa facultativa sendo este tratado previamente por uma lagoa anaeróbia, cuja concentração química de NPK foram de: 1.100 mg L⁻¹ de N, 83,6 mg L⁻¹ de P, 258 mg L⁻¹ de K, utilizando a metodologia conforme APHA (2005).

Sousa (2010), avaliando um sistema de lagoas de estabilização em série no tratamento dos dejetos líquidos de suínos de uma granja de ciclo completo (SPL e SVT), determinou valores médios de nitrogênio nas lagoas de 759,33 mg L⁻¹, valores próximos aos médios obtidos nesse estudo em relação a todos os cenários avaliados.

Os resultados obtidos revelam que os dejetos de suínos variam enormemente na concentração dos elementos que o compõem, devido a fatores como: fase de criação dos animais, idade dos animais, tipo de ração e tempo de estocagem ou tratamento dos mesmos nas lagoas e/ou biodigestores.

Os cenários de granjas em terminação (engorda) para animais de 25 kg até 100 kg PV avaliados neste trabalho são muito semelhantes, ou seja, alojam a mesma quantidade de animais, a mesma estrutura física e os manejos (alimentação e sanitário) fazem parte do mesmo pacote tecnológico de um mesmo frigorífico, diferenciados apenas pelo fato de uma

granja possuir biodigestor antes das lagoas de estabilização e a outra granja somente as lagoas.

Os cenários de granjas de produção de leitões (SPLB e SPM) avaliados nesta pesquisa possuem diferenças importantes que vão além das quantidades de biodigestores utilizados em cada granja, como por exemplo, serem pertencentes a frigoríficos diferentes, com manejos (alimentação e sanitários) diferenciados, bem como, pacotes tecnológicos de automação e controle das granjas distintos.

Seganfredo (1999), diz que a aplicação de grandes quantidades de dejetos ao solo, frequentemente considera uma maneira “prática e econômica” de se retirar resíduos das instalações, pode provocar o acúmulo de nutrientes no solo, que por sua vez, poderão resultar em prejuízos econômicos diretos aos agricultores, destacando-se: 1. menos opções para a diversificação das atividades agropecuárias, pela redução do número de espécies possíveis de serem cultivadas, em função da diferente suscetibilidade de cada espécie aos desequilíbrios químicos provocados no solo (LÜBBEN et al., 1991; KABATA-PENDIAS, 1995 apud SEGANFREDO, 1999); 2. queda na produtividade de cereais, advinda do excesso de nitrogênio, que causa o acamamento, especialmente de cereais de inverno (SIEGENTHALTER et al., 1994 apud SEGANFREDO, 1999), dificulta a colheita e, como consequência, diminui a quantidade de produto colhido por área; 3. Intoxicação de animais, ocasionada pelo acúmulo excessivo de determinados nutrientes na forragem, como por exemplo o cobre, prejudicial a ovelhas (SIEGENTHALTER et al., 1994; BRANDJES et al., 1996 apud SEGANFREDO, 1999) ; 4. menor preço de venda de produtos, como as hortaliças, depreciadas pela diminuição na sua qualidade, devido ao acúmulo de metais pesados (SIEGENTHALTER et al., 1994 apud SEGANFREDO, 1999), ou pela desproporção entre partes vegetativas e reprodutivas ou de reservas, provocada pelo excesso de nitrogênio no solo (O’KIELY et al., 1994 apud SEGANFREDO, 1999).

É prática comum nas granjas do entorno de Rio Verde-GO a aplicação de grandes quantidades de DLS em pequenas áreas próximas aos núcleos de criação, pois como se sabe não é muito comum o investimento em equipamentos (bombas e tubulações) por parte dos granjeiros para a aplicação dos DLS em locais muito afastados das granjas. Soma-se a isto a falta de uma fiscalização adequada por parte das autoridades ambientais locais no que tange a prática da ferti-irrigação dos DLS em áreas agrícolas da região.

As granjas de suínos pesquisadas, bem como, todas as outras granjas desta região fazem o uso da aplicação no solo (fertirrigação) dos DLS estocados nas lagoas de estabilização de acordo com seus planos de manejo. Fazendo-se uma estimativa do volume de

DLS nas granjas de SVT para o presente contexto desta pesquisa, temos em uma granja o contingente de suínos da ordem de 4.000 animais por núcleo de 4 galpões e uma quantidade de DLS estocados nas lagoas em um volume de 4.900,0 m³ a cada 98 dias aproximadamente, tem-se então uma vazão média de DLS de 12,5 L cabeça⁻¹ dia⁻¹ para as granjas de STV pesquisadas. Portanto, levando-se em consideração as concentrações médias de macronutrientes (NPK) encontradas nos DLS destas granjas de SVT e SVTB pesquisadas, bem como, a estimativa de vazão per capita nos suínos em terminação têm-se os seguintes resultados na Tabela 2:

Tabela 2. Quantidade média (kg dia⁻¹) diária de NPK para a região de Rio Verde-GO por cenário de granjas de SVT com e sem biodigestor.

| GRANJA | STV | SVTB |
|--|------------|------------|
| MACRONUTRIENTE | (1 granja) | (1 granja) |
| N _{Total} (kg dia ⁻¹) | 85,0 | 70,0 |
| P _{Total} (kg dia ⁻¹) | 8,126 | 3,903 |
| K (kg dia ⁻¹) | 153,68 | 138,5 |

Conforme Seganfredo (1999) são necessárias pesquisas de longo prazo, desenvolvidas dentro de critérios de sustentabilidade de sistemas, para que o sistema solo-planta-resíduo seja capaz de reciclar os DLS, enquanto persistirem os desequilíbrios entre a sua composição química e as quantidades de nutrientes requeridas pelas plantas. Independentemente do tipo de solo e região, o ponto de partida para tornar autossustentáveis os sistemas agrícolas adubados com os DLS é a diminuição da sua carga poluente. Portanto, inserisse aí o biodigestor, que como podemos observar atua fortemente na redução da concentração de macronutrientes (NPK) nos DLS, quando da comparação entre granjas de SVT e SVTB, sem e com biodigestor respectivamente.

Em relação aos resultados médios das análises dos DLS vê-se claramente uma tendência de maior concentração dos parâmetros analisados em ordem decrescente na granja em terminação sem biodigestor (1.700,0 mg N L⁻¹, 162,52 mg P L⁻¹ e 3.073,54 mg K L⁻¹) em relação a granja de terminação com um biodigestor (1.400,0 mg N L⁻¹, 78,05 mg P L⁻¹ e 2.770 mg K L⁻¹), até mesmo porque trata-se da mesma empresa, possuindo assim o mesmo fornecimento de ração aos animais.

Já nas granjas de produção de leitões temos uma menor convergência de concentração de NPK na granja com um biodigestor (700,0 mg N L⁻¹, 25,66 mg P L⁻¹ e 591,67 mg K L⁻¹) e

na granja de produção de leitões com dois biodigestores ($600,0 \text{ mg N L}^{-1}$, $31,73 \text{ mg P L}^{-1}$ e $590,0 \text{ mg K L}^{-1}$), pois trata-se de frigoríficos diferentes com manejos diferenciados.

No item 4.4 deste capítulo faz-se uma relação entre os resultados médios das concentrações dos elementos nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) os macronutrientes presentes nos DLS dos diferentes cenários de granjas avaliadas e suas respectivas emissões médias de CH_4 em cada tipo de granja avaliada.

Segundo Jones (1997), as soluções para os problemas da moderna agropecuária não serão resolvidos a partir de uma abordagem tradicional, na qual os cientistas conduzem experimentos e relatam diferenças entre tratamentos. Uma nova abordagem está relacionada a pesquisas conduzidas em locais e condições específicas, no qual, os resultados são específicos e dificilmente poderão ser extrapolados para outros locais e condições. O autor completa que a agropecuária contemporânea, bem como a pesquisa na área, tem sido amplamente criticada pela falta de foco em temas sustentáveis e a necessidade de evolução das ciências agrárias de um estágio tradicional reducionista para um nível superior.

4.2 Análise das Emissões de Metano (CH_4)

Os resultados foram separados e obtidos por cenário de granja suínica avaliada, portanto tem-se a priori os resultados médios da taxa de emissão de CH_4 ($\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) e o erro padrão associado a esta medida em cada dia do mês por cenário avaliado, considerando-se assim a média de emissão de CH_4 nos períodos da manhã e da tarde. Posteriormente, levando-se em consideração que as lagoas avaliadas possuem uma área molhada $1.408,0 \text{ m}^2$ ($44,0 \text{ m}$ por $32,0 \text{ m}$), ou seja, com $0,5 \text{ m}$ de borda livre e que os resultados foram contabilizados para o tempo 24 horas (1 dia), tem-se os resultados médios da emissão de CH_4 ($\text{kg CH}_4 \text{ lagoa}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) nos períodos de amostragem da manhã e da tarde separadamente para os cenários avaliados.

A seguir tem-se os resultados médios em $\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ e o erro padrão associado a esta medida para cada dia do mês no cenário de SVT sem biodigestor, considerando-se assim a média da emissão de CH_4 nos períodos da manhã e tarde, bem como, os resultados das emissões de CH_4 ($\text{kg CH}_4 \text{ lagoa}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) nos períodos de amostragem da manhã e tarde separadamente no cenário de granja SVT. Foram avaliados 6 intervalos (março/12, maio/12, setembro/12, novembro/12, janeiro/13 e março/13), contabilizando 24 amostragens por período, ou seja, quando houveram coletas nos períodos da manhã e da tarde totalizamos 48 amostras no dia. Na Tabela 3 e na Figura 27 são apresentados os resultados.

Tabela 3. Taxa de emissão média ($\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) e erro padrão associado por dia do mês amostrado para o cenário de granja SVT.

| MÊS | EMISSÃO | Emissão Média $\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ | Erro Padrão $\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ |
|---------------|---------|--|--|
| Março/2012 | | 6,71 | $\pm 3,0$ |
| Maio/2012 | | 18,58 | $\pm 8,42$ |
| Setembro/2012 | | 10,39 | $\pm 3,64$ |
| Novembro/2012 | | 8,75 | $\pm 2,41$ |
| Janeiro/2013 | | 21,37 | $\pm 2,65$ |
| Março/2013 | | 9,19 | $\pm 3,56$ |

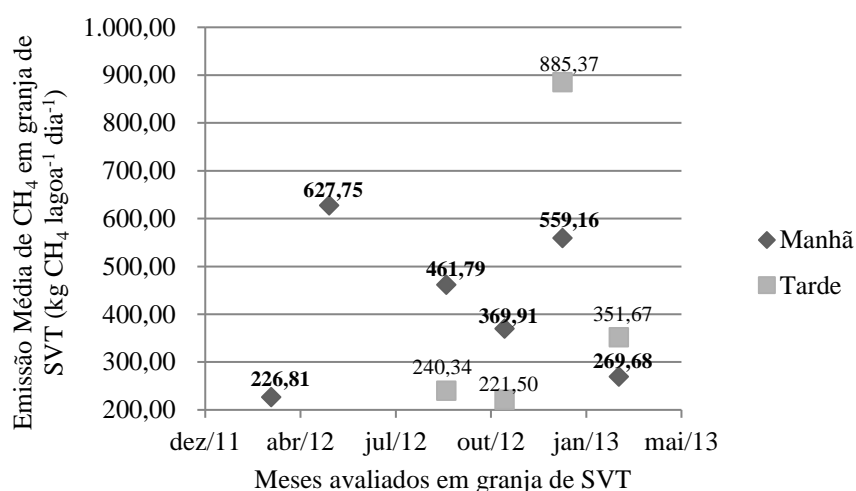


Figura 27 – Emissão média de metano ($\text{kg CH}_4 \text{ lagoa}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) para cada período (manhã e tarde) analisado no cenário de granja de terminação.

Apresenta-se agora os resultados médios em $\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ e o erro padrão associado a esta medida para cada dia do mês no cenário de SVTB com biodigestor, considerando-se assim a média de emissão de CH_4 nos períodos da manhã e tarde, bem como, os resultados das emissões de CH_4 ($\text{kg CH}_4 \text{ lagoa}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) nos períodos de amostragem da manhã e tarde separadamente no cenário de granja SVTB. Foram avaliados 7 intervalos (março/12, maio/12, julho/2012, setembro/12, novembro/12, janeiro/13 e março/13), contabilizando 24 amostragens por período, ou seja, quando houveram coletas nos períodos da manhã e da tarde contabilizamos 48 amostras no dia. Os resultados são apresentados na Tabela 4 e Figura 28.

Tabela 4. Taxa de emissão média ($\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) e erro padrão associado por dia do mês amostrado para o cenário de granja SVTB.

| MÊS | EMIÇÃO | Emissão Média $\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ | Erro Padrão $\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ |
|---------------|--------|--|--|
| Março/2012 | | 5,94 | $\pm 1,57$ |
| Maio/2012 | | 5,23 | $\pm 2,92$ |
| Julho/2012 | | 4,44 | $\pm 2,49$ |
| Setembro/2012 | | 13,66 | $\pm 5,04$ |
| Novembro/2012 | | 4,66 | $\pm 0,48$ |
| Janeiro/2013 | | 12,37 | $\pm 0,80$ |
| Março/2013 | | 5,91 | $\pm 4,0$ |

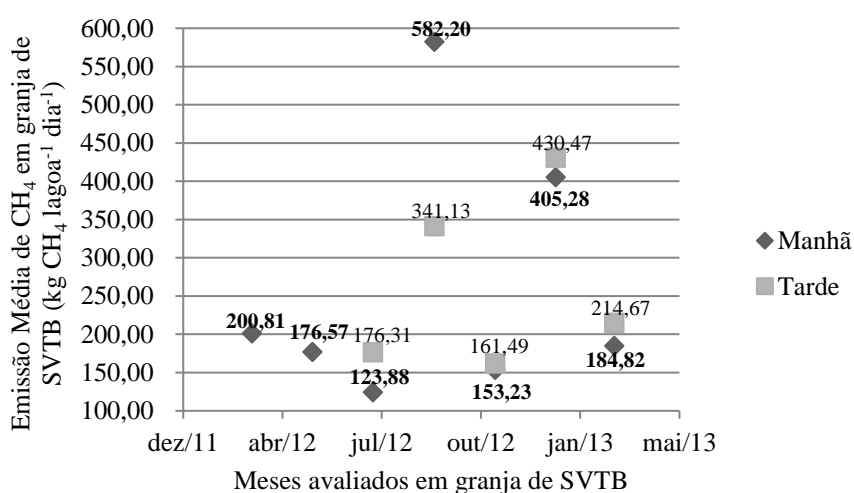


Figura 28 – Emissão média de metano ($\text{kg CH}_4 \text{ lagoa}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) para cada período (manhã e tarde) analisado no cenário de granja de terminação com biodigestor.

Lembrando-se de que as unidades de produção de leitões são de frigoríficos diferentes, possuindo assim manejos individualizados e até mesmo número de animais díspares. Tem-se agora os resultados médios em $\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ e o erro padrão associado a esta medida para cada dia do mês no cenário de SPLB com um biodigestor, considerando-se assim a média de emissão de CH_4 nos períodos da manhã e tarde, bem como, os resultados das emissões de CH_4 ($\text{kg CH}_4 \text{ lagoa}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) nos períodos de amostragem de manhã e tarde separadamente no cenário de granja SPLB. Foram avaliados 4 intervalos (setembro/12, outubro/2012, novembro/12 e janeiro/13), contabilizando 24 amostragens por período, ou seja, quando

houveram coletas nos períodos da manhã e da tarde contabilizamos 48 amostras no dia. Na Tabela 5 e na Figura 29 temos os resultados.

Tabela 5. Taxa de emissão média ($\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) e erro padrão associado por dia do mês amostrado para o cenário de granja SPLB.

| MÊS | EMIÇÃO | Emissão Média $\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ | Erro Padrão $\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ |
|---------------|---------------|--|--|
| Setembro/2012 | | 2,76 | $\pm 0,79$ |
| Outubro/2012 | | 3,19 | $\pm 0,80$ |
| Novembro/2012 | | 4,21 | $\pm 1,22$ |
| Janeiro/2013 | | 2,43 | $\pm 0,29$ |

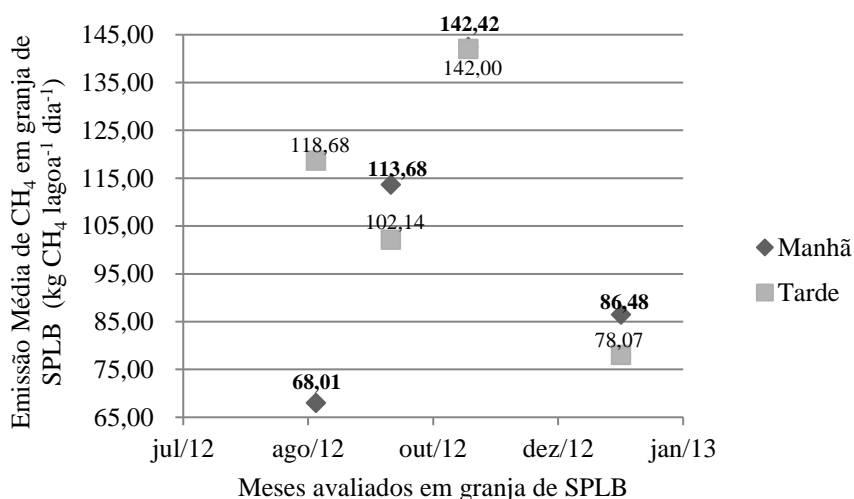


Figura 29 – Emissão média de metano ($\text{kg CH}_4 \text{ lagoa}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) para cada período (manhã e tarde) analisado no cenário de granja de produção de leitões com 1 biodigestor.

Expõe-se agora os resultados médios em $\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ e o erro padrão associado a esta medida para cada dia do mês no cenário de SPM com dois biodigestores, considerando-se assim a média de emissão de CH_4 nos períodos da manhã e tarde, bem como, os resultados das emissões de CH_4 ($\text{kg CH}_4 \text{ lagoa}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) nos períodos de amostragem de manhã e tarde separadamente no cenário de granja SPM. Foram avaliados 4 intervalos (setembro/12, outubro/2012, novembro/12 e janeiro/13), contabilizando 24 amostragens por período, ou seja, quando houveram coletas nos períodos da manhã e da tarde contabilizamos 48 amostras no dia. Na Tabela 6 e na Figura 30 temos os resultados.

Tabela 6. Taxa de emissão média ($\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) e erro padrão associado por dia do mês amostrado para o cenário de granja SPM.

| MÊS | EMIÇÃO | Emissão Média $\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ | Erro Padrão $\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ |
|---------------|--------|--|--|
| Setembro/2012 | | 0,38 | $\pm 0,07$ |
| Outubro/2012 | | 2,97 | $\pm 0,77$ |
| Novembro/2012 | | 0,51 | $\pm 0,06$ |
| Janeiro/2013 | | 0,96 | $\pm 0,40$ |

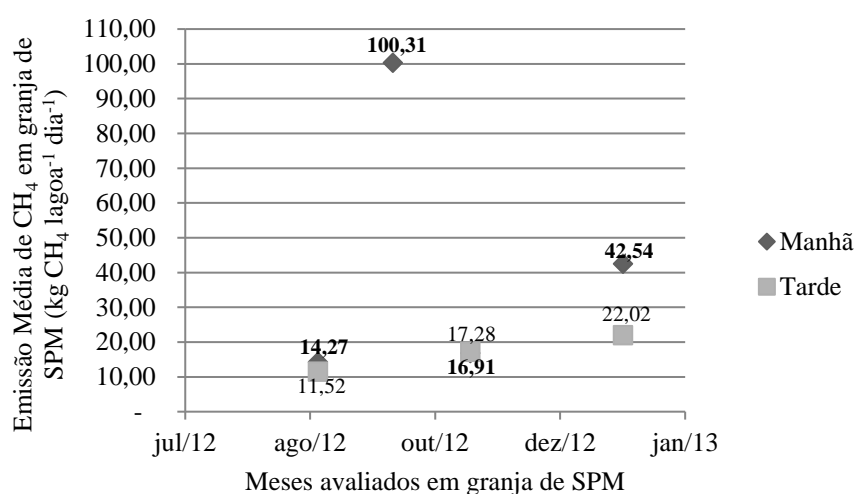


Figura 30 – Emissão média de metano ($\text{kg CH}_4 \text{ lagoa}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) para cada período analisado (manhã e tarde) no cenário de granja de produção de leitões com 2 biodigestores.

Cabe ressaltar que não foram encontrados estudos em conformidade, com estas medições feitas à campo, da taxa de emissão de CH_4 para lagoas de estabilização (anaeróbias) de DLS precedidas ou não de biodigestores análogos aos executados na presente pesquisa. Portanto, as referências utilizadas para discussão dos resultados diferem em certos aspectos das premissas fundamentais deste trabalho, fazendo com que algumas extrapolações fossem necessárias. Entretanto, reforça a ideia da grande contribuição destes resultados no entendimento e na mensuração da contribuição deste tipo de tratamento e/ou armazenamento dos DLS, largamente empregados nesta importante região de criadores de suínos, no aporte de CH_4 para atmosfera.

Paredes (2011), em estudo realizado nas lagoas de vinhaça encontrou emissões de CH_4 equivalente a 7,7, 6,0 e 8,5 $\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para lagoa principal, com 80 m de comprimento e largura e profundidade de 4 m a 5 m, secundária A, e secundária B respectivamente, sendo

estas com as dimensões de 40 m de comprimento por 30 m de largura e 3 m de profundidade aproximadamente, sendo que em média as emissões de CH₄ proveniente das lagoas foram de $7,4 \pm 3,0 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Neste estudo foi utilizada uma câmara flutuante idêntica à empregada nesta pesquisa, bem como, as áreas das lagoas anaeróbicas são bastante aproximadas com $1.200,0 \text{ m}^2$ (40,0 m x 30,0 m) para o trabalho citado e $1.408,0 \text{ m}^2$ (44,0 m x 32,0 m) neste estudo.

Os resultados médios para emissão de CH₄ ($\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) nesta pesquisa foram de: SVT (sem biodigestor) = $12,4983 \pm 3,9467 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$; SVTB (com 1 biodigestor) = $7,4586 \pm 2,4714 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$; SPLB (com 1 biodigestor) = $3,1475 \pm 0,775 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ e SPM (com 2 biodigestores) = $1,205 \pm 0,325 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$.

Bohrz (2010), em estudo realizado em duas lagoas anaeróbicas de abatedouro de bovinos, com dimensões aproximadas de 14,6 m de comprimento, 8,8 m de largura e profundidade útil de 3 m, com área de $128,48 \text{ m}^2$, encontrou emissões de CH₄ equivalentes a flutuações de 0,055 a $0,617 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ com média igual a $0,195 \pm 0,057 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, ou seja, em comparação às emissões de DLS deste trabalho os dejetos de bovinos têm uma taxa de emissão bem menor em comparação com os cenários das granjas de suínos avaliadas.

Dong et al. (2007) realizaram um estudo para quantificar as taxas anuais de emissões de CH₄, CO₂ e N₂O em galpões para suínos nas fases de gestação, maternidade, creche e crescimento e terminação, em Pequim, na China. As amostras de ar para a análise do CH₄, N₂O e CO₂ foram coletadas no centro do galpão a 0,3 m acima do piso, manualmente, em duplicatas, em intervalos de 2 h por três dias consecutivos em maio, julho, setembro e novembro de 2004 e em janeiro e março de 2005. A determinação da taxa de emissão de gases, como CH₄, CO₂ e N₂O, representa a massa de GEE emitida pela unidade de produção de suínos para a atmosfera, por unidade de tempo. Os autores entendem como sendo 1 UA = 500 kg PV, de acordo com os resultados verifica-se que a taxa anual de emissões ($\text{g d}^{-1} \text{ UA}^{-1}$) para a gestação, maternidade, creche e terminação, foram respectivamente: $5920 + 440$, $7490 + 110$, $29670 + 1090$ e $16730 + 1060$ para o CO₂, $9,6 + 1,9$, $9,6 + 3,6$, $58,4 + 21,8$, e $32,1 + 11,7$ para o CH₄; e $0,75 + 0,56$, $0,54 + 0,15$, $1,29 + 0,37$, e $0,86 + 0,75$ para o N₂O. Os autores afirmam ainda, que os resultados obtidos foram compatíveis com a literatura em alguns casos, mas muito diferentes em outros.

Fazendo-se novamente uma estimativa do volume de DLS nas granjas de terminação de suínos sem e com biodigestor para o presente contexto desta pesquisa, temos em uma granja o contingente de suínos na ordem de 4.000 animais por núcleo de 4 galpões e uma quantidade de DLS estocados nas lagoas em um volume de aproximadamente $4.900,0 \text{ m}^3$ a

cada 98 dias aproximadamente, tem-se então uma vazão média de DLS de $0,0125 \text{ m}^3 \text{ cabeça}^{-1} \text{ d}^{-1}$ para as granjas de STV pesquisadas. Portanto, temos por extrapolação de resultados uma emissão média de CH_4 ao longo de todo o ciclo de recria (de 25 kg até 100 kg PV) para as granjas de SVT (sem biodigestor) = $86,1924 \pm 27,218 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-3} \text{ DLS d}^{-1}$ e SVTB (com 1 biodigestor) = $51,4369 \pm 17,0434 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-3} \text{ DLS d}^{-1}$, daí têm-se: SVT (sem biodigestor) – $1,0774 \pm 0,3402 \text{ g CH}_4 \text{ cabeça}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e SVTB (com 1 biodigestor) – $0,643 \pm 0,213 \text{ g CH}_4 \text{ cabeça}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Estes resultados são numericamente inferiores em relação aos relatados na pesquisa citada anteriormente, os resultados citados foram medidos dentro dos galpões de criação dos suínos e na presente pesquisa foi-se medida a taxa de emissão do CH_4 nas lagoas de estabilização dos DLS. Para as granjas de produção de leitões esta extrapolação não poderia ser realizada visto que os DLS nas lagoas de estabilização estão todos misturados, ou seja, os DLS das fases de gestação, maternidade e creche foram contabilizados juntos nas lagoas.

Massé et al. (2003) realizaram um estudo para avaliar o efeito das características do dejetos de vacas e suínos com alta e baixa concentração de sólidos totais (ST); temperatura (10 e $15 \text{ }^\circ\text{C}$); e tempo de armazenamento (180 e 272 dias), sobre as emissões de dejetos armazenados a 10 e $15 \text{ }^\circ\text{C}$. As coletas gasosas foram realizadas periodicamente, utilizando seringas de 10 mL e, imediatamente, analisadas as concentrações de CH_4 , CO_2 , N_2O e H_2S , por meio de um cromatógrafo a gás HachCarle 400 AGC. A produção de metano de esterco suíno foi superior a de esterco bovino leiteiro, em todas as condições de armazenamento. Em ambas as concentrações de ST, a produção de metano aumentou com o aumento da temperatura, verificando-se valores máximos para o esterco bovino de $0,33 \pm 0,02$ e $3,77 \pm 0,70 \text{ L CH}_4$ por L de dejetos, armazenados 272 dias a $15 \text{ }^\circ\text{C}$, para alta e baixa concentração de sólidos totais, respectivamente. Para os valores de esterco suínos foram verificados os seguintes resultados: $7,43 \pm 2,13$ e $7,43 \pm 0,92 \text{ L CH}_4$ por L de dejetos, armazenados 272 dias a $15 \text{ }^\circ\text{C}$, para alta e baixa concentração de sólidos totais, respectivamente.

Levando-se em consideração que as lagoas de estabilização possuem aproximadamente $4.900,0 \text{ m}^3$ de DLS armazenados, bem como, o volume específico do gás CH_4 ser de $0,670 \text{ kg CH}_4 \text{ m}^{-3} \text{ CH}_4^{-1}$ ($21,1^\circ\text{C}$ e $101,325 \text{ kPa}$), sendo o cálculo feito para um período de 365 dias (1 ano), tem-se os resultados médios para emissão de CH_4 ($\text{m}^3 \text{ CH}_4 \text{ m}^{-3} \text{ DLS ano}^{-1}$): SVT (sem biodigestor) = $46,9755 \pm 14,819 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \text{ m}^{-3} \text{ DLS ano}^{-1}$; SVTB (com 1 biodigestor) = $28,032 \pm 1,3505 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \text{ m}^{-3} \text{ DLS ano}^{-1}$; SPLB (com 1 biodigestor) = $11,826 \pm 2,92 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \text{ m}^{-3} \text{ DLS ano}^{-1}$ e SPM (com 2 biodigestores) = $4,526 \pm 1,2045 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \text{ m}^{-3} \text{ DLS ano}^{-1}$. Os resultados encontrados diferem um pouco dos resultados relatados acima, contudo o

tempo de armazenamento e principalmente a temperatura dos dejetos são diferentes nos estudos, bem como, a utilização de biodigestores antes das lagoas já seriam suficientes para a alteração entre os resultados citados e encontrados.

4.3 Extrapolação dos Dados de Emissão para as Condições Locais

Nas figuras 31 e 32, são apresentados os resultados médios de emissão de CH₄, bem como, do carbono associado ao metano (C-CH₄) e seus erros padrões nos diferentes cenários de granjas pesquisadas em Mg ano⁻¹, extrapolou-se os valores para o tempo de um ano (365 dias), bem como, contabilizou-se como se cada cenário de SVT possuissem as 170 granjas e cada cenário de SPL possuissem as 60 granjas hoje instaladas na região do município de Rio Verde-GO para que obtivéssemos as diferenças de emissão total na utilização dos biodigestores de acordo com cada cenário avaliado.

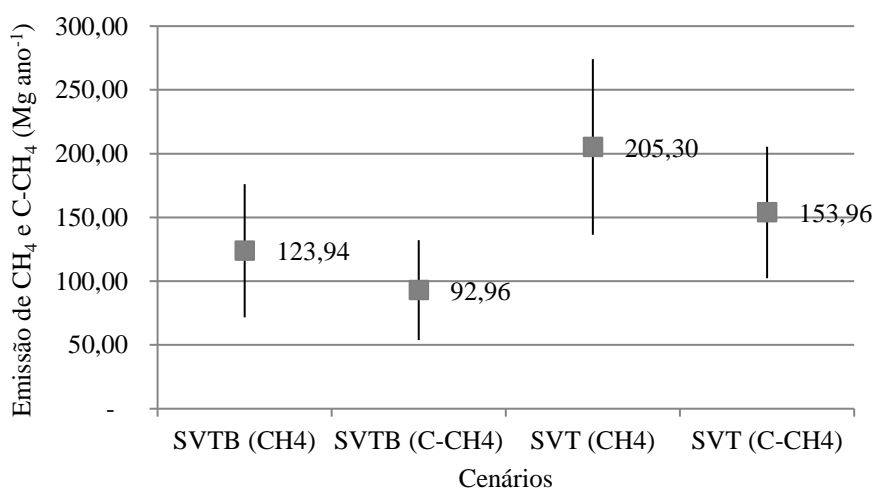


Figura 31 – Emissão média de CH₄ e C-CH₄ em Mg ano⁻¹ por cenário de granja pesquisada.

Observa-se as emissões de $205,3 \pm 68,79$ Mg CH₄ ano⁻¹ e $153,96 \pm 51,59$ Mg C-CH₄ ano⁻¹ para a granja em terminação sem biodigestor; $123,94 \pm 39,17$ Mg CH₄ ano⁻¹ e $92,96 \pm 39,17$ Mg C-CH₄ ano⁻¹ na granja de terminação com um biodigestor. Verifica-se também que a emissão média de metano na granja de terminação sem biodigestor foi de $81,36$ Mg CH₄ ano⁻¹ a mais do que a granja com o biodigestor, onde o mesmo é queimado e convertido a CO₂ que possui menor capacidade de dano a atmosfera, bem como, gerando créditos de carbono. Portanto, obtêm-se em termos percentuais de 39,63% maior a emissão média de CH₄ (Mg

CH₄ ano⁻¹) para as granjas sem biodigestor em comparação se todas possuísem esta tecnologia para granjas em terminação.

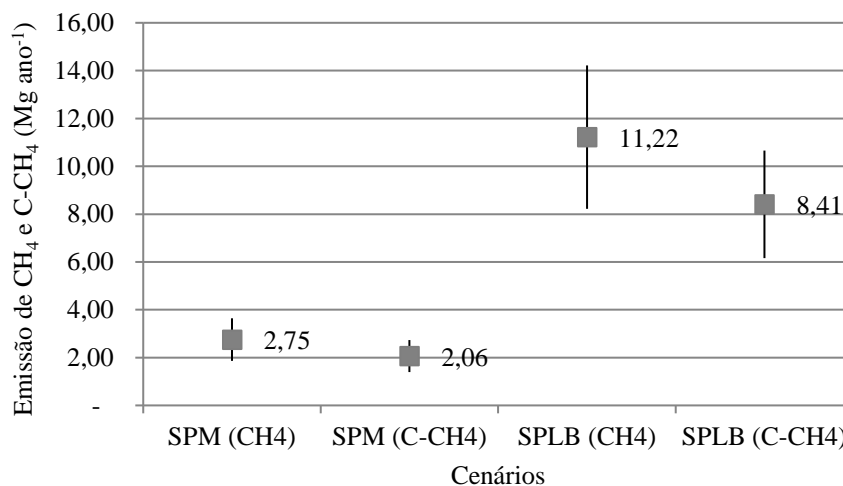


Figura 32 – Emissão média de CH₄ e C-CH₄ em Mg ano⁻¹ por cenário de granja pesquisada.

Observa-se também as emissões de $11,22 \pm 3,0$ Mg CH₄ ano⁻¹ e $8,41 \pm 2,25$ Mg C-CH₄ ano⁻¹ para a granja de produção de leitões com 1 biodigestor e $2,75 \pm 0,89$ Mg CH₄ ano⁻¹ e $2,06 \pm 0,67$ Mg C-CH₄ ano⁻¹ na granja de produção de leitões com 2 biodigestores. Verifica-se também que a emissão média de metano na granja de produção de leitões com 1 biodigestor (SPLB) foi de $8,47$ Mg CH₄ ano⁻¹ a mais do que a granja com 2 biodigestores (SPM). Portanto, obtêm-se em termos percentuais de 75,49% maior a emissão média de CH₄ (Mg CH₄ ano⁻¹) para as granjas com 1 biodigestor em comparação se todas possuísem 2 biodigestores para o tratamento dos DLS em granjas de produção de leitões. Cabe ressaltar que no caso destes cenários avaliados as granjas são de frigoríficos diferentes, sendo assim com práticas de manejos diferenciadas.

Mais uma vez evidencia-se a questão que os cenários de granjas em terminação (engorda) para animais de 25 kg até 100 kg PV avaliados neste trabalho são muito semelhantes, ou seja, alojam a mesma quantidade de animais, a mesma estrutura física e os manejos (alimentação e sanitário) fazem parte do mesmo pacote tecnológico de um mesmo frigorífico, diferenciados apenas pelo fato de uma granja possuir biodigestor antes das lagoas de estabilização e a outra granja somente as lagoas.

Na Tabela 7 evidenciasse os mesmos resultados apresentados nas figuras acima, porém com unidades de medidas diferentes. Levou-se em consideração a quantidade de animais alojados em cada cenário avaliado, bem como, o seu PV ao final de cada fase de

criação. Portanto, tem-se para SVT – 4.000 suínos alojados com 100,0 kg de PV suíno⁻¹; para SVTB – 4.000 suínos alojados com 100,0 kg de PV suíno⁻¹, contabilizando-se 170 granjas para cada tipo de cenário. Para as unidades de produção de leitões tem-se para SPLB – 1.008 matrizes em produção com 100,0 kg de PV matriz⁻¹ e 29.030 leitões com 25,0 kg de PV leitão⁻¹ em 1 ano; para SPM – 728 matrizes em produção com 100,0 kg de PV matriz⁻¹ e 20.966 leitões com 25,0 kg de PV leitão⁻¹ em 1 ano, contabilizando-se 42 granjas para tipo de cenário.

Tabela 7. Taxa de emissão média de CH₄ e C-CH₄ (g kg⁻¹ PV ano⁻¹) para os cenários das granjas suinícolas avaliadas.

| EMISSÃO | Emissão Média | Emissão Média |
|----------------|---|---|
| CENÁRIO | g CH ₄ kg ⁻¹ PV ano ⁻¹ | g C-CH ₄ kg ⁻¹ PV ano ⁻¹ |
| SVT | 3,019 | 2,264 |
| SVTB | 1,823 | 1,367 |
| SPLB | 0,323 | 0,242 |
| SPM | 0,110 | 0,082 |

Abaixo (Figuras 33 e 34) temos os dados relativos às médias anuais de emissão de CH₄, bem com, de dióxido de carbono equivalente (CO₂Eq) para as granjas de suínos em terminação (SVT) para toda a região de Rio Verde-GO, ou seja extrapolamos os dados para as 170 granjas de SVT, sendo 110 granjas que não possuem a tecnologia do biodigestor e 60 que os possuem.

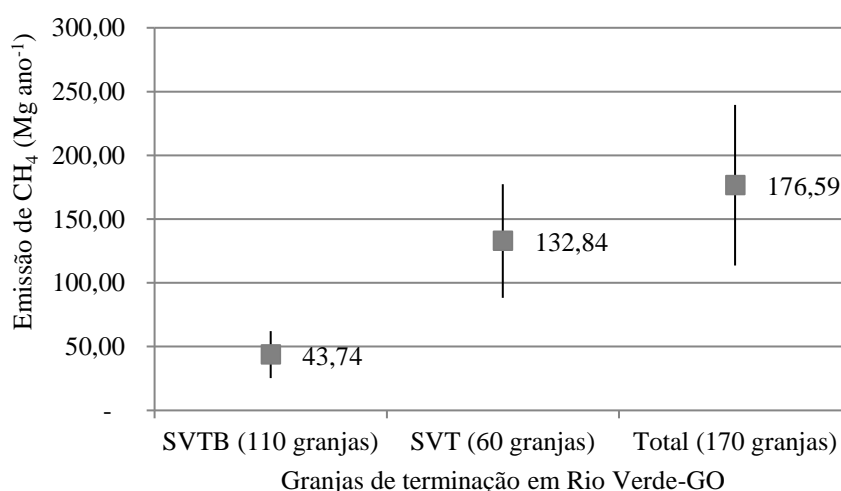


Figura 33 – Emissão média de CH₄ em Mg ano⁻¹ para granjas em terminação para Rio Verde-GO.

Com base neste resultado de emissão total em 176,59 Mg CH₄ ano⁻¹ em granjas de terminação para a região do município de Rio Verde-GO podemos calcular a quantidade de metros cúbicos de metano produzidos, conforme a equação da lei do gás ideal (Equação de Clayperon):

$$P \times V = n \times R \times T$$

Sendo:

P – pressão atmosférica (atm);

V – volume molar dos gases (L);

n – número de mols;

R – constante universal dos gases ideais (determinada experimentalmente);

T – temperatura em Kelvin (K).

Considerando a pressão atmosférica em Rio Verde-GO de 696,36 mmHg segundo informações do INMET, bem como, a temperatura média anual em 27,5°C, obtemos então o volume molar dos gases de 26,912 L para as condições locais. Com isso, podemos calcular a densidade do gás metano, dividindo-se sua Massa molar (M) que é de 16,04 g mol⁻¹ pelo volume calculado anteriormente, obtendo-se sua densidade de 0,596 Kg m⁻³ corrigida.

Multiplicando-se o resultado obtido da emissão de 176,59 Mg CH₄ ano⁻¹ pela densidade do gás CH₄ nas condições de Rio Verde-GO têm-se o valor de emissão de 296.278,70 m³ CH₄ ano⁻¹ para 110 granjas sem biodigestor e 60 granjas com biodigestores, com suínos em terminação, totalizando 680.000,0 suínos.

O CO_{2eq} é o resultado da multiplicação das toneladas emitidas de gases de efeito estufa (GEE) pelo seu potencial de aquecimento global (IPAM, 2013). Na Figura 34, temos os seguintes resultados: 3,71 ± 1,32 Gg CO_{2eq} ano⁻¹, sendo que, 2,79 ± 0,93 Gg CO_{2eq} ano⁻¹ para as 110 granjas em terminação sem biodigestor e 0,92 ± 0,39 Gg CO_{2eq} ano⁻¹ para as 60 granjas de terminação com um biodigestor.

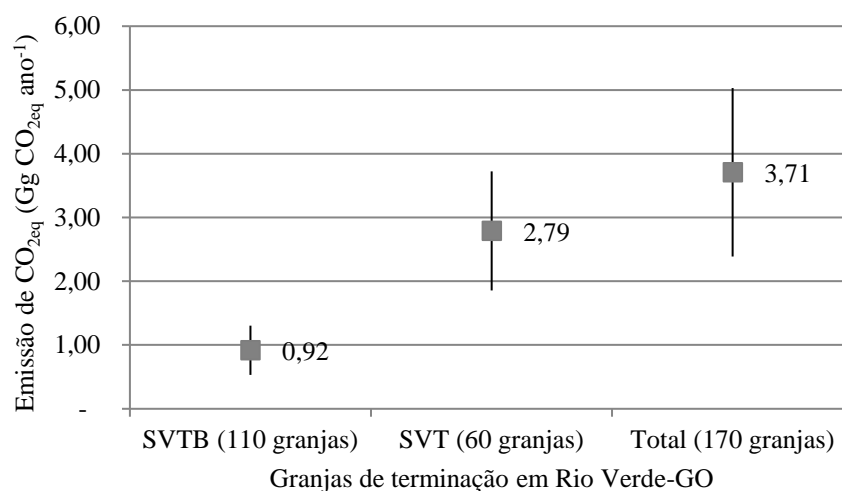


Figura 34 – Emissão média de CO_{2eq} em Gg ano⁻¹ para granjas de terminação em Rio Verde-GO

Para a granja em sistema de terminação com 600 animais alojados, o potencial de redução de carbono foi de 325,16 Mg CO_{2eq} ano⁻¹ (ANGONESE et al., 2007). Já Tamminga e Verstegen (1992) citam que um suíno de 50 kg pode produzir cerca de 450 kg CO_{2eq} ano⁻¹. Na presente pesquisa encontramos uma diferença na média de emissão de C-CH₄ (carbono presente no metano) nas granjas de terminação com e sem biodigestores de 61 ton C-CH₄ ano⁻¹, bem como, para as granjas de produção de leitões de 6,35 ton C-CH₄ ano⁻¹, lembrando que nestas granjas uma possuía um biodigestor e a outra granja dois biodigestores.

O conhecimento global das emissões gasosas em sistemas de produção animal e na armazenagem dos efluentes é importante para sua gestão e o desenvolvimento de ações para minimizar a emissão dos gases de efeito estufa (GEE) (ROBIN, 2010). Pesquisas têm sido realizadas em busca de alternativas para redução das emissões dos GEE; VANOTTI et al. (2008), verificaram que a substituição de lagoas anaeróbias por sistemas aeróbios no tratamento de dejetos em granjas de suínos, nos EUA, possibilitou redução de 96,6 % nas emissões de GEE, passando de 4.972 Mg para 153 Mg CO_{2eq} ano⁻¹. Carbono equivalente (CO_{2eq}) é uma medida utilizada para comparar as emissões de vários GEE baseado no potencial de aquecimento global (PAG).

O potencial de produção de biogás por animal por dia pode variar entre valores médios de 0,8 m³ animal⁻¹ dia⁻¹ (CENTRO PARA CONSERVAÇÃO DE ENERGIA, 2000), 0,7 m³ animal⁻¹ dia⁻¹ (OLIVEIRA e HIGARASHI, 2006). Na presente pesquisa constatamos que para suínos em terminação têm-se um potencial de produção de biogás de 399.976,245 m³ biogás ano⁻¹ (adotando-se 65% de CH₄) nos dejetos líquidos de suínos (DLS), correspondendo a uma taxa de 0,5882 m³ de biogás animal⁻¹ ano⁻¹ nos dejetos. As granjas de produção de leitões não

foram avaliadas em termos de produção per capita de CH₄, pois os DLS das fases de gestação, maternidade e creche chegavam misturados nas lagoas de estabilização de onde foram realizadas as amostragens do biogás.

Quanto à geração de energia elétrica, Zago (2003), em estudo aplicado à região Oeste catarinense, calcula um rendimento de conversão de biogás em energia elétrica de 1,44 kWh m⁻³ de biogás. Oliveira e Higarashi (2006) calculam rendimento de 1,3864 kWh m⁻³ de biogás. Coldebella (2006), em estudo de caso de propriedade no município de Toledo, com utilização de motores Diesel adaptado e gerador com capacidade de operação três vezes maior que a utilizada, obtém 0,670 kWh m⁻³ de biogás. Por fim, o Centro para Conservação de Energia (2000) define um rendimento de 6,5 kWh m⁻³ de biogás.

Lembrando que o biogás é a mistura de todos os gases produzidos na digestão anaeróbia, cuja concentração do metano (CH₄) pode variar entre 60 a 70% do biogás. Se adotarmos por base estes valores de conversão do biogás em energia a emissão para Rio Verde-GO será de 399.976,245 m³ biogás ano⁻¹ (adotando-se 65% de CH₄), então, de acordo com as citações anteriores teremos um potencial de produção de energia de: 575.965,793 KWh ano⁻¹ (ZAGO 2003); 554.527,066 KWh ano⁻¹ (OLIVEIRA E HIGARASHI, 2006); 267.984,084 KWh ano⁻¹ (COLDEBELLA 2006) e 2.599.845,592 KWh ano⁻¹ (CCE 2000). Considerando um consumo médio por residência de 119,0 KWh mês⁻¹ o que daria um consumo médio de 1.428,0 KWh ano⁻¹ residência⁻¹, temos energia que abasteceria em média respectivamente: 403,3 residências ano⁻¹, 388,32 residências ano⁻¹, 187,66 residências ano⁻¹ e 1.820,62 residências ano⁻¹.

O primeiro ponto a destacar é a ampliação do consumo de energia em todos os municípios goianos, fato comprovado por dados recentes do ano de 2010 do IBGE que atestam a presença de energia elétrica em 99,33% dos 1.886.264 domicílios goianos (BRASIL, 2011). O número de consumidores de energia saltou de 1.565.428, em 2000, para 2.337.769, em 2010, sendo que o consumo total subiu de 6.578.628 MWh em 2000 para 10.871.505 MWh em 2010 (GOIÁS, 2010).

Tratamentos que utilizam aeração dos dejetos têm uma alta eficiência na remoção da carga orgânica e estabilização da mesma, porém um alto custo energético de aeração, além da não produção do biogás e conseqüentemente do gás CH₄, inviabilizando a utilização do mesmo como fonte de energia alternativa. Além disso, estes tratamentos aeróbios nunca foram empregados de forma regular em granjas comerciais de suinocultura em território nacional.

Em 2001, o governo do Estado de Goiás organizou uma Comissão de governo para discutir alternativas para a geração de energia, com a presença do Governador e diversos proprietários de usinas e destilarias. Entre as diversas propostas apresentadas, notou-se o aumento na participação do álcool combustível e do gás natural, menos poluente, a co-geração de energia a partir da queima do bagaço e a exploração de pequenas e médias usinas hidroelétricas pela indústria privada. Durante os trabalhos desta Comissão, foi formado um grupo de estudos para a preparação de um projeto de revisão da matriz energética estadual. Na composição desse grupo, nota-se a forte presença de usineiros, três de um total de sete pessoas integrante dessa Comissão. No final de 2001, organiza-se o Fórum Goiano de Desenvolvimento, do qual são formuladas propostas concretas de revisão da matriz energética, com possibilidades de aumento na participação da energia produzida a partir da cana-de-açúcar. As dificuldades apontadas pelos proprietários concentraram-se na necessidade do governo aceitar aumentar o preço do kWh fornecido pelas usinas. O preço pago que era de US\$ 17 em 2001, passa a ser de US\$ 26, mas muito abaixo da reivindicação de US\$ 40,00 apresentada pelo Presidente do Sindicato Estadual das Indústrias de álcool. Conforme afirmou o Presidente: todos os usineiros goianos estavam interessados em participar do programa desde que o preço do kWh fosse de US\$ 40,00.

4.4 Relação entre Emissões de CH₄ e Concentração de N, P e K do DLS

Nos resultados apresentados nas Figuras 35, 36, 37 tem-se um comparativo, bem como, as equações das retas, relacionando a emissão de metano (CH₄) e a concentração média anual dos macronutrientes (N, P e K) nos DLS nas diferentes tipologias de granja de suínos.

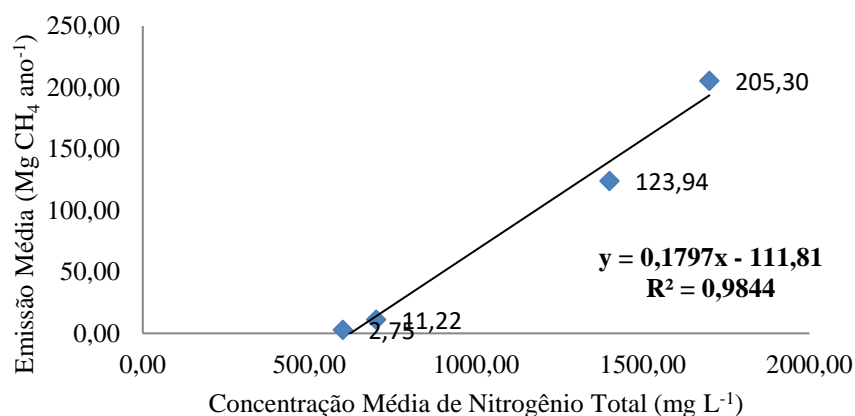


Figura 35 – Comparativo entre emissão média de CH₄ e concentração média de N_{Total} no período avaliado.

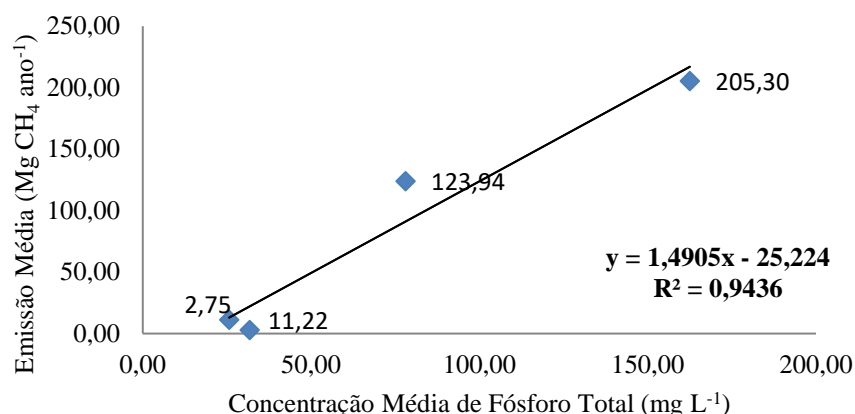


Figura 36 – Comparativo entre emissão média de CH₄ e concentração média de P_{Total} no período avaliado.

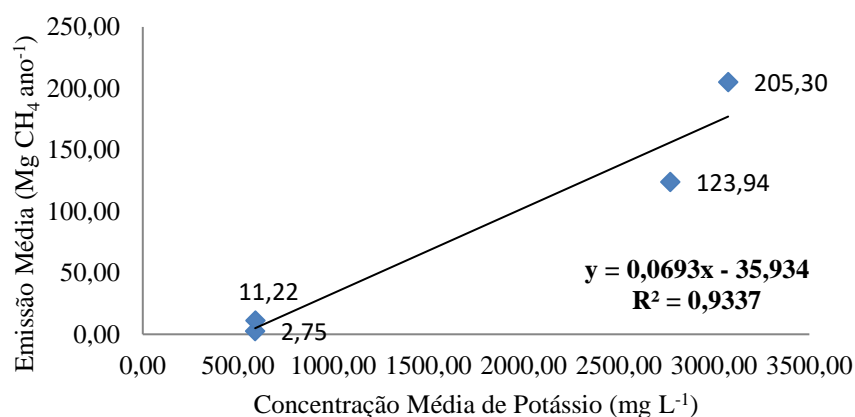


Figura 37 – Comparativo entre emissão média de CH₄ e concentração média de K no período avaliado.

Nestes resultados podemos observar a tendência de aumento nas emissões, nas granjas em terminação sem e com biodigestores cuja concentração dos elementos presentes nos dejetos líquidos de suínos (DLS) também é maior do que em relação às granjas de produção de leitões. Para o nitrogênio (N_{Total}) obtivemos uma equação linear $y = 0,1797x - 111,81$ com coeficiente de determinação R^2 de 0,9844; isto significa que 98,44% da variável dependente consegue ser explicada pelos regressores presentes no modelo. Em relação ao fósforo (P) temos esta equação linear $y = 1,4905x - 25,224$ com coeficiente de determinação R^2 de 0,9436; isto significa que 94,36% da variável dependente consegue ser explicada pelos regressores presentes no modelo. Enquanto que para o potássio (K) temos uma equação linear $y = 0,0693x - 35,934$ com coeficiente de determinação R^2 de 0,9337; isto significa que 93,37% da variável dependente consegue ser explicada pelos regressores presentes no modelo, ou seja, existe uma relação direta entre a concentração dos

macronutrientes NPK contidos nos DLS nos diferentes cenários e suas emissões médias de CH₄.

Os macronutrientes NPK são fonte de energia metabólica para os microrganismos anaeróbios que produzem o biogás, portanto nas granjas que possuem biodigestores os DLS foram digeridos pelos microrganismos e uma parte do biogás liberado por estes foi queimada gerando créditos de carbono. Os efluentes que adentram as lagoas de estabilização escopo desta pesquisa possuem concentrações de NPK menores devido à pré-digestão no biodigestor nas granjas que os possuem, por conseguinte menores emissões de CH₄ foram constatadas nestas granjas, ou seja, menor disponibilidade de substrato (nutrientes) para os microrganismos metabolizarem e produzirem o biogás.

Verificou-se nesta pesquisa, que os biodigestores anaeróbios são a única técnica utilizada de forma abrangente e em escala plena, na minimização das emissões dos GEE no Brasil para o tratamento dos DLS, com pequenas diferenças tecnológicas de automação aplicadas ao mesmo.

5 CONCLUSÕES

Constatou-se em termos percentuais de 39,63% maiores as emissões médias de CH₄ (Mg CH₄ ano⁻¹) para as granjas sem o biodigestor, em comparação se todas as granjas possuísem esta tecnologia com suínos em terminação.

Já em relação às granjas de produção de leitões, obtêm-se em termos percentuais de 75,49% maior a emissão média de CH₄ (Mg CH₄ ano⁻¹) para as granjas com 1 biodigestor em comparação se todas possuísem 2 biodigestores para o tratamento dos DLS em granjas de produção de leitões. Cabe ressaltar que as granjas de produção de leitões avaliadas são de frigoríficos diferentes, sendo assim com práticas de manejos diferenciadas.

O armazenamento e/ou tratamento dos dejetos líquidos de suínos (DLS) nas lagoas de estabilização especialmente do tipo anaeróbia, manejados da forma como são na região do município de Rio Verde-GO, contribuem na emissão de metano (CH₄) para a atmosfera.

Temos por extrapolação de resultados uma emissão média de CH₄ ao longo de todo o ciclo de recria (de 25 kg até 100 kg PV) para as granjas de SVT (sem biodigestor) = $86,1924 \pm 27,218$ g CH₄ m⁻³ DLS d⁻¹ e SVTB (com 1 biodigestor) = $51,4369 \pm 17,0434$ g CH₄ m⁻³ DLS d⁻¹, daí têm-se: SVT (sem biodigestor) – $1,0774 \pm 0,3402$ g CH₄ cabeça⁻¹ d⁻¹ e SVTB (com 1 biodigestor) – $0,643 \pm 0,213$ g CH₄ cabeça⁻¹ d⁻¹. Estes cálculos não podem ser feitos para as granjas de produção de leitões, já os DLS estão misturados nas lagoas.

Existe uma forte relação entre a concentração dos macronutrientes (N, P e K) presentes nos DLS e a emissão média de metano das lagoas anaeróbias, sejam elas precedidas ou não por biodigestores.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nesta pesquisa observou-se a marcada relação entre as emissões de metano e a concentração dos elementos analisados (NPK) nos dejetos líquidos de suínos, emitindo maiores quantidades de metano e dióxido de carbono equivalente na medida em que aumentam as concentrações dos nutrientes.

Corroborando as expectativas iniciais verificou-se que as granjas de terminação emitiram maiores quantidades de metano, bem como, a granja sem biodigestor foi a maior emissora entre as granjas de terminação. Já em relação às granjas de produção de leitões verificou-se uma menor emissão, porém com a mesma tendência de confirmar as expectativas iniciais de que a granja com apenas um biodigestor emitiria maiores quantidades de metano. Obviamente, na medida em que se instalem mais biodigestores menos CH₄ será emitido para atmosfera.

Verificou-se na presente pesquisa que as maiores emissões de metano (CH₄) ocorreram na seguinte ordem de grandeza decrescente: 205,3 ± 68,79 ton CH₄ ano⁻¹ para a granja em terminação sem biodigestor; 123,94 ± 39,17 ton CH₄ ano⁻¹ na granja de terminação com um biodigestor; 11,22 ± 3,0 ton CH₄ ano⁻¹ para a granja de produção de leitões com um biodigestor e 2,75 ± 0,89 ton CH₄ ano⁻¹ na granja de produção de leitões com dois biodigestores, comprovando assim o esperado para as respectivas granjas em produção.

Em relação à emissão de CO_{2eq} atual nas granjas de terminação para a região de Rio Verde-GO obteve-se: 3,71 ± 1,32 Gg CO_{2eq} ano⁻¹, sendo que, 2,79 ± 0,93 Gg CO_{2eq} ano⁻¹ para a granja em terminação sem biodigestor e 0,92 ± 0,39 Gg CO_{2eq} ano⁻¹ a granja de terminação com 1 biodigestor. Para as condições locais específicas, chegou-se a um valor de emissão de metano para as granjas em terminação nas condições da região de Rio Verde-GO de 296.278,70 m³ CH₄ ano⁻¹, ou seja, um potencial de energia para cogeração e/ou créditos de carbono.

Os biodigestores são uma importante ferramenta na diminuição das emissões de gás metano (CH₄), em comparação com as granjas que não os possuía.

Importante ressaltar a necessidade da quantificação das emissões na fermentação entéricas dos animais alojados na região de Rio Verde-GO, para que tenhamos um panorama mais acurado das emissões de GEE.

Existe uma grande capacidade instalada de produção de biogás nas granjas suínolas da região, portanto têm-se também uma possibilidade de oferta de energia gerada por meio da queima do CH₄ em geradores movidos pelo gás. Porém, o grande gargalo está justamente na

produção de biogás pulverizada por toda área dos municípios no entorno de Rio Verde-GO, bem como, a falta de regras claras por parte da companhia concessionária de energia elétrica do estado de Goiás.

Um item muito importante para uma tentativa de efetivamente termos um balanço de massas em relação às emissões GEE, seria a quantificação nutricional nas rações dos animais, bem como, sua comparação com a quantidade que os mesmos excretam nos DLS.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. 2008. Disponível em: <http://www.aneel.gov.br/>.

ANDRASKI, T. W.; BUNDY, L. G.; BRYE, K. R. Crop management an corn nitrogen rate effects on nitrate leaching. **Journal of Environmental Quality**, v. 29, p. 1095-1103, abr./jun. 2000.

ANGONESE, A.R.; CAMPOS, A.T.; WELTER, R.A. **Potencial de redução de emissão de emissão de equivalente de carbono de uma unidade suinícola com biodigestor**. Artigo científico energia na agricultura. Eng. Agríc. vol.27 no. 3 Jaboticabal Sept.\Dec. 2007.

ANUALPEC – **Anuário da pecuária brasileira**. São Paulo: Instituto FNP, 2012.

BAGGS, E.M. et al. Nitrous oxide release from soils receiving N-rich crop residues and paper mill sludge in eastern Scotland. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.90, p.109-123, 2002.

BAIRD, C.; **Química Ambiental**. trad. Maria Angeles Lobo Recio e Luiz Carlos Marques Carrera. 2.ed. Porto Alegre: Bookman, 2002.

BALESTIERI, J. A. P. **Cogeração: geração combinada de eletrecidade e calor**. Florianópolis, Ed. UFSC, 2002. 279p.

BALL, B.C. et al. Field N₂O, CO₂ and CH₄ fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. **Soil & Tillage Research**, v.53, p.29-39, 1999.

BAMBACE, L. A. W.; RAMOS, F. M.; LIMA, I. B. T.; ROSA, R. R., Mitigation and recovery of methane emissions from tropical hydroelectric dams. **Energy**, v. 32, p. 1038-1046, 2007.

BARBOSA, G.; LANGER, M. **Uso de biodigestores em propriedades rurais: uma alternativa à sustentabilidade ambiental**. Joaçaba; Unoesc e Ciência, 2011.

BARRERA, Paulo. **Biodigestores: energia, fertilidade e saneamento para zona rural**. São Paulo: Ícone, 2003. 106 p.

BARTHEL, L. **Lagoas de Alta Taxa, Maturação e Aguapés em Sistema de Tratamento de dejetos Suínos: Avaliação de Desempenho e Dinâmica Plactônica**. Tese (Doutorado)– Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós- graduação em EngenhariaAmbiental.Florianópolis. 175 p. 2007.

BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; POLETTI, N.; GIROTTO, E. Dejeito líquido de suínos: II – perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.35, n.6, p.1305-1312, 2005.

BAYER, C. et al. Efeito de sistemas de preparo e de cultura na dinâmica da matéria orgânica e na mitigação das emissões de CO₂. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, p.599-607, 2000.

BECK, A. M. O biogás de suínos como alternativa energética sustentável. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, 27., 2007. Foz do Iguaçu. **Anais eletrônicos...** Foz do Iguaçu: ABEPRO, 2007. Disponível em: http://www.abepro.org.br/biblioteca/ENEGEP2007_TR650481_0089.pdf

BELLI FILHO, P.; CASTILHOS JÚNIOR, A. B.; COSTA, R. H. R.; SOARES, S.R.; PERDOMO, C.C. Tecnologias para o tratamento de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.5, n.1, p.166-70, 2001.

BOHRZ, G. I. **Geração de metano em lagoa anaeróbia: um estudo de caso em abatedouro de bovinos**. 153 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processos – Desenvolvimento de Processos Agroindustriais e Ambientais) – Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria-RS, 2010.

BERTO, J. L. **Balço de nutrientes em uma sub-bacia com concentração de suínos e aves como instrumento de gestão ambiental**. Tese (Doutorado em Saneamento Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 196 f. 2004.

BONAZZI, G. **Manuale per l'utilizzazione agronomica degli effluenti zootecnici**. Reggio Emilia: Centro de Ricerche Produzioni Animali – CRPA, 2001. 320p. Edizioni L'Informatore Agrario.

BRAITHAWAITE, A.; SMITH, F. J. **Chromatographic methods**. 5.ed. Dordrecht: Kluwer, 1999. p.165-257.

CAMPOS, C. M. M. **Physical aspects affecting granulations in UASB Reactors**. Newcastle: Universidade de Newcastle upon Tyne, 1990. 459 p. (Tese de PhD).

CENTRO PARA A CONSERVAÇÃO DE ENERGIA. **Guia técnico de biogás**. Amadora, Portugal: AGEEN – Agência para a Energia, 2000.

CERETTA, C. A. et al., Produtividade de grãos de milho, produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na rotação aveia preta/milho/nabo forrageiro com aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Santa Maria: Revista Ciência Rural**, Departamento de Solos, v.35, n.6, p.1287-1295, 2005.

CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; CARVALHO, M.C.S.; VOLKOFF, B. Emissões e remoções de dióxido de carbono pelos solos por mudanças de uso da terra e calagem. **Relatórios de Referência do Primeiro Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa**. Brasília: Ministério da Ciência e Tecnologia, p. 41, 2001.

CHENG, W. et al. N₂O and NO production in various Chinese agricultural soils by nitrification. **Soil Biology Biochemistry**, v.36, p.953-963, 2004.

CHERNICHARO, C. A. de L., CAMPOS, C. M. M. **Curso de tratamento anaeróbio de efluentes líquidos**. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária (ABES), Belo Horizonte, MG. 101 p. 1992.

CHERNICHARO, C. A. de L. **Reatores Anaeróbios**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, MG. 246 p., 1997.

CHOUDHARY, H.A. et al. Nitrous oxide emissions from New Zealand cropped soil; tillage effects, spatial and seasonal variability. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.93, p.33-43, 2002.

COLDEBELLA, A. **Viabilidade do uso de biogás da bovinocultura e suinocultura para geração de energia elétrica e irrigação em propriedades rurais**. 2006. 74p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE Cascavel.

COSTA, F. S. **Estoque de Carbono orgânico e efluxos de dióxido de carbono e metano de solos em preparo convencional e plantio direto no subtropical brasileiro**. 128 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

COSTA, F. S.; GOMES, J.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J. **Métodos para avaliação das emissões de gases do efeito estufa no sistema solo – atmosfera**. Santa Maria-RS, v 36, nº 2, p. 693-700, 2006.

CRUZ, V. M. F.; SOUSA, P. Analysis of methodologies estimation of animal heat and moisture production. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO Y DEL CARIBE DE INGENIERIA AGRIA, Costa Rica, 2004. **Anais...**Costa Rica: 2004. p.57-61.

DENMEAD, O. T.; RAUPACH, M. R. Methods for measuring atmospheric gas transport in agricultural and forest systems. In: HARPER, L.A. et al. (ed). **Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change**. Madison: ASA, CSSA e SSSA, (ASA Spec. Publ.55), p.19-43. 1993.

DIESEL, R.; MIRADA, R.C.; PERDOMO, C.C. **Coletânea de Tecnologias sobre Dejetos de Suínos**. Boletim Informativo de Pesquisa—Embrapa Suínos e Aves e Extensão—EMATER/RS – BIPERS nº14, Ano 10. Concórdia, SC. 2002. 31 p.

DONG, H.; ZHU, Z.; SHANG, B; KANG, G.; ZHU, H.; XIN, H. **Greenhouse gas emissions from swine barns of various production stages in suburban Beijing, China**. Atmospheric Environment ,41, 2391–2399. 2007.

EMBRAPA SUÍNOS E AVES. **Biodigestores, a solução?** Suinocultura Industrial. Ano 30, Edição 208, nr. 07/2007, ago/2007.

ERNST, M.; RODECKER, J.; LUVAGA, E.; ALEXANDER, T.; KLIEBENSTEIN, J.; MIRANOWSKI, J. **Viability of methane production by anaerobic digestion on Iowa swine farms**. Ames, Iowa State University, Department of Economics, 1990. 7 p.

ESCOBAR, L. F.; AMADO, T. J. C.; BAYER, C.; CHAVEZ, L. F.; ZANATTA, J. A.; FIORIN, J.E. Postharvest nitrous oxide emissions from a subtropical Oxisol as influenced by summer crop residues and their management. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.34, p.507-516, 2010.

FAO. **Global estimates of gaseous emissions of NH₃, NO and N₂O from agricultural land**. Rome, 2001. 106p.

FARIAS, L. G. Q. de.; JÚNIOR, A. C. S. SOUZA, A. L. R. de. CAIRO, T. F. D. PASINI, K. B. VENTURA, A. C. **Projeto de mecanismo de desenvolvimento limpo da Petrobras\Fafen: uma análise à luz das estratégias ambientais empresariais, das tecnologias ambientais e do desenvolvimento sustentável**. In: ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA EM ADMINISTRAÇÃO, 34., 2010, Rio de Janeiro, Anais... Rio de Janeiro, 2010.

FERNANDES, S.A.P. et al. Seasonal variation of soil chemical properties and CO₂ and CH₄ fluxes in unfertilized and P-fertilized pastures in an Ultisol of the Brazilian Amazon. **Geoderma**, v.107, p. 227-241, 2002.

FLESSA, H. et al. **N₂O and CH₄ fluxes in potato fields: automated measurement, management effects and temporal variation** **Geoderma**, v.105, p.307-325, 2002.

FURTADO, Paulo Guilherme. **O uso de biodigestores como opção rentável para o tratamento de dejetos de suínos**. 2004. Disponível em: <<http://www.vaccinar.com.br/jornal24.pdf>>.

GOIÁS. Goiás em dados – 2010. Secretaria de Planejamento e Coordenação. Governo de Goiás: Goiás, 2010.

GRIFFITH, D.W. et al. Air–land use exchanges of CO₂, CH₄ e N₂O measured by FTIR spectrometry and micrometeorological techniques. **Atmosphere & Environment**, v.36, p.1833-1842, 2002.

GRIFFITH, D.W.T.; GALLE, B. Flux measurements of NH₃, N₂O and CO₂ by dual-beam FTIR spectroscopy and flux-gradient technique. **Atmospheric Environment**, v.34, p.1087-1098, 2000.

GRINGS, V. H. **Orientações básicas para iniciar uma pequena granja de criação de suínos**. Disponível em http://www.cnpsa.embrapa.br/sgc/sgc_artigos/artigos_t4r17c8l.pdf Acesso em 02 Fevereiro 2011.

GOULART, R. M. **Processo de compostagem: alternativa complementar para tratamento de camas biológicas de dejetos de suínos**. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 1997. 127 p. Dissertação de Mestrado.

HEGDE, U. et al. Methane and carbon dioxide emissions from Shan-Chu-Ku landfill site in northern Taiwan. **Chemosphere**, v.52, p.1275-1285, 2003.

HUTCHINSON, G.L.; LIVINGSTON, G.P. Use of chamber systems to measure trace gas fluxes. In: HARPER, L.A. et al. (ed). **Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change**. Madison: ASA, CSSA e SSSA, (ASA Spec. Publ. 55), p.63-78. 1993.

ICLEI - Governos Locais pela Sustentabilidade. **Manual para aproveitamento do biogás: volume 1, aterros sanitários**. Escritório de projetos no Brasil, São Paulo, 2009. 82p.

Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM). **Glossário: CO2 equivalente**. 2013. Disponível em: <<http://www.ipam.org.br/saibamais/glossariotermino/CO2-equivalente-CO2e-/15>>. Acesso em: 28 fev 2013.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate change 2001: the scientific basis**. United Kingdom: Cambridge University, 2001. 881p.

IPCC – International Panel for Climate Change. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories., <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.htm>. Cited July, 2007.

JANZEN, H.H. et al. Management effects on soil C storage on the Canadian prairies. **Soil & Tillage Research**, v.47, p.181- 195, 1998.

JONES, J. W. Regional frameworks for developing sustainable land use policies. In: VIGLIZZO, E. PUIGNAU, J. P. (Ed.) **Monitoreo ambiental y uso sustentable de las tierras del Cono Sur**. Montevideo: IICA/PROCISUR, 1997. p.1-6 (Diálogo - IICA/PROCISUR, 46).

KHALIL, M. et al. Nitrous oxide production by nitrification and denitrification in soil aggregates as affected by O₂ concentration. **Soil Biology and Biochemistry**, v.36, p.687-699, 2004.

KONZEN, Egídio Arno. Dejetos de suínos fermentados em biodigestores e seu impacto como insumo agrícola. **Anais do VII SIMPÓSIO GOIANO DE AVICULTURA E II SIMPÓSIO GOIANO DE SUINOCULTURA – AVESUI CENTROOESTE: Seminários técnicos de suinocultura**. Goiânia: 2005.

LIMA, M. A. de; CABRAL, O. M. R.; MIGUEZ, J. D. G. **Mudança climáticas globais e agropecuária brasileira**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2001. 397p.

LIMA, A.L.; PESSOA, M.C.P.Y.; LIGO, M.A.V. **Primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa**: Relatórios de referência - Emissões de metano da pecuária. Brasília: IBGE-EMBRAPA - MCT, 2002. 79 p.

LUCAS JUNIOR., J. **Algumas considerações sobre o uso do estrume de suínos como substrato para três sistemas de biodigestores anaeróbios**. 1994. 113p. *Tese* (Livre Docência) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.

LUCAS, J.; SANTOS, T.M.B.; OLIVEIRA, R.A.; **Possibilidade de uso de dejetos no meio rural**. In: WORKSHOP: MUDANÇAS CLIMÁTICAS GLOBAIS E A AGROPECUÁRIA BRASILEIRA, 1, 1999, Campinas. Memória. Embrapa Meio Ambiente, 1999 p. 42.

LUDKE, J. V.; LUDKE, M. C. M. M. **Produção de suínos com ênfase na preservação ambiental**. 168 ed. São Paulo, parte 2 Manejo da nutrição. In: Suinocultura Industrial, Porto Feliz, n. 3, Ano 25, p. 10 -12, 2003.

MARANI, L.; ALVALÁ, P.C. Methane emissions from lakes and floodplains in Pantanal, Brazil. **Atmospheric Environment**, v. 41, n. 8, p. 1627-1633, 2007.

MARANI, L.; ALVALÁ, P.C.; SILVA, M. G. da;. Protocolo para coleta, análise e determinação das concentrações de metano dissolvido em águas naturais. **MCT-INPE**. São José dos Campos-SP, 18 p. 2013.

MARQUES, F. M. R.; PARENTE, V.; SILVA, C. C. Perspectivas do tratamento de dejetos suínos através de biodigestores em projetos de captura de carbono no Brasil. In: 1st International Work 2 shop | Advances in Cleaner Production, 2007. Anais... 1st International Work 2 shop | Advances in Cleaner Production, 2007.

MASSÉ, D. I.; CROTEAU, F.; PATNI, N. K.; MASSÉ, L. **Methane emissions from dairy cow and swine manure slurries stored at 10°C and 15°C**. Canadian Biosystems Engineering, v. 45, 2003.

MATTHIAS, A. D. et al. A simple chamber technique for field measurement of emissions of nitrous oxide from soils. **Journal of Environmental Quality**, v.9, p.251-256, 1980.

MENEZES, J.F.S.; ALVARENGA, R.C.; ANDRADE, C.L.T.; KONZEN, E.A.; PIMENTA, F.F In: Aproveitamento de resíduos orgânicos para a produção de grãos em sistema de plantio direto e avaliação do impacto ambiental. **Revista Plantio Direto**, Jan/Fev 2003, p.30 a 35.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **Plano Nacional de Agroenergia 2006-2011**. Secretaria de Produção e Agroenergia. 2. ed. rev. Brasília, DF : Embrapa Informação Tecnológica, 2006. 110 p.

MOREIRA, I. C. L.; BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; GIROTTO, E.; TRENTIN, E. E.; POCOGESKI, E. **Perdas de potássio, cálcio e magnésio por escoamento superficial com o uso de dejetos líquidos de suínos**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 2003, Ribeirão Preto. Anais... Ribeirão Preto.

MOREIRA, H. M.; & GIOMETTI, A. B. dos R. O Protocolo de Quioto e as Possibilidades de Inserção do Brasil no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo por meio de Projetos em Energia Limpa. **Revista Contexto Internacional**. Rio de Janeiro, vol. 30, nº1, janeiro/abril 2008, p. 9-47.

MURPHY, J. D.; McKEOGH, E. The benefits of integrated treatment of wastes for the production of energy. **Energy**, v.1, p.1-17, 2005.

NRC – NATIONAL RESEARCH COUNCIL (U. S. A.) – **Committee on the Role of Alternative Farming Methods in Modern Production Agriculture**. Alternative Agriculture. 3a impr. 1991. Washington D. C.: National Academy Press, p. 448, 1989.

OLIVEIRA, P. A. V. **Sistema de produção de suínos em cama sobreposta “deep bedding”**. In: 9º Seminário Nacional de Desenvolvimento da Suinocultura, Gramado, 2001.

OLIVEIRA, P. A. V. **Produção e aproveitamento do biogás**. In: OLIVEIRA, P.A.V. (Coord.) **Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos: manual de boas práticas**. Concórdia: EMBRAPA-CNPSA, 2004. cap. 4, p.43-55.

OLIVEIRA, P. A. V.; HIGARASHI, M. M. Geração e utilização de biogás em unidades de produção de suínos. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria Executiva. **Programa Nacional do Meio Ambiente II – PNMA II**. Concórdia, Santa Catarina. 2006.

PAREDES, D. da S. **Emissão de óxido nitroso e metano proveniente da vinhaça em lagoas e canais de distribuição e após ferti-irrigação**. 90 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Seropédica-RJ, 2011.

PECORA, V. **Implantação de uma unidade demonstrativa de geração de energia elétrica a partir do biogás de tratamento do esgoto residencial da USP – estudo de caso**. 2006. 153 f. Dissertação (Mestrado em Energia) - Instituto de Eletrotécnica e Energia, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2006.

PERDOMO, C. C.; LIMA, G. J. M. D. **Considerações sobre a questão dos dejetos e o meio ambiente**. In:____ Suinocultura: produção, manejo e saúde do rebanho. Concórdia: CNPSA/EMBRAPA, p. 223-234, 1998.

PERDOMO, C. C; OLIVEIRA, P. A.; KUNZ, A. **Sistemas de tratamento de dejetos de suínos: inventário tecnológico**. Concórdia: EMBRAPA-CNPSA, 2003. 83 p. (Documentos, 85).

PELEGRINI, F. D. **Transformações na suinocultura brasileira: o programa de integração da Rezende Alimentos/Sadia no Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba**. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Programa de Pós-Graduação em Geografia: Área de concentração em Análise e Planejamento Sócio-Ambiental, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, Minas Gerais. 2001, 123p.

PEREIRA, E. R. (2004) Aumentar a produção de carne suína requer cuidados ambientais. Disponível em: www.comciencia.br/200405/noticias/4/suinos.htm . Acesso em: 10 de agosto de 2010.

PEREIRA, M. M. A. M.; NOSSA, V. **Crédito de carbono e reconhecimento da receita: o caso de uma operadora de aterro sanitário**. In: Encontro da Associação Nacional de Pós-graduação e Pesquisa em Administração, 29. 2005, Brasília, Anais... Brasília, 2005.

PEREIRA, M. M. A. M.; NOSSA, V.; NOSSA, S. N. **Momento de reconhecimento da receita proveniente da venda de créditos de carbono: o caso de uma operadora de aterro sanitário no estado do Espírito Santo**. Revista Contabilidade Vista & Revista, Belo Horizonte, v. 20, n. 2, p. 99-133, abr./jun. 2009.

PNMA II. Programa Nacional do Meio Ambiente – Projeto de Controle da Degradação Ambiental Decorrente da Suinocultura em Santa Catarina – Convênio nº 2002CV000002. **Tecnologias para o Manejo de Resíduos na Produção de Suínos – Manual de Boas Práticas**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2004.109 p.

RAMOS, F. M.; LIMA, I. B. T.; ROSA, R. R.; MAZZI, E. A.; CARVALHO, J. C. C.; RASERA, M. F. F. L.; OMETTO, J. P. H. B.; ASSIREU, A. T.; STECH, J. L., Extreme event dynamics in methane ebullition fluxes from tropical reservoirs. **Geophysical Research Letters**, v. 33, L21404, doi: 10.1029/2006GL027943, 2006.

REITH, J. H.; WIJFFELS, R. H.; BARTEN, H. Introduction: the perspectives of biological methane and hydrogen production, in Bio-methane and Bio-hydrogen. **Dutch Biological Hydrogen Foundation Publisher**, Hagen, p. 9 – 13, 2003.

ROBERTSON, G. P. et al. Greenhouse gases in intensive agriculture: contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. **Science**, v.289, p.1922-1925, 2000.

ROBIN, P. **Emissão de gases do efeito estufa (GEE) na produção de suínos e aves**. AveSui, 2010, Palestra. Disponível em: <http://www.suinoindustria.com.br/PortalGessulli/WebSite/Noticias/emissao-de-gee-na-producao-animal-e-abordada-por-especialista-mundial-durante-avesui-2010,20100504095139_M_610,20081118090826_T_203.aspx>. Acesso em 10 dez 2012.

RODRIGUES, A. K S.; AMARAL, C. R. A.; SILVA, J. G. S.; TENÓRIO, A. P. M. **Utilização sustentável dos dejetos da produção de suínos – revisão de literatura**. In: **X Jornada de Ensino, Pesquisa e Extensão da UFRPE - J E P E X 2010**. Recife-PE. Anais... X Jornada de Ensino, Pesquisa e Extensão da UFRPE.

ROPPA, L. **A suinocultura na América Latina**. In: Congresso Latino Americano de Suinocultura I, Anais... Foz do Iguaçu, 2002.

ROSA, L.P.; SANTOS, M.A.; MATVIENKO, B; SANTOS, E.O.; SIKAR, E, Greenhouse gas emissions from hydroelectric reservoirs in tropical regions. **Climatic Change**, v. 66, p. 9-21, 2004.

RUSER, R. et al. Compaction and fertilization effects on nitrous oxide and methane fluxes in potato fields. **Soil Science Society American Journal**, v.62, p.1587-1595, 1998.

SANTOS, P. **Guia técnico de biogás**. CCE- Centro para a Conservação de Energia. Guia Técnico de Biogás. AGEEN – Agência para a Energia, Amadora, Portugal, 2000. 117 p.

SARTOR, V. **Informações básicas para projetos de Construções Rurais**. Instalações para suínos. Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, 2004. Disponível em <http://www.ufv.br/dea/ambiagro/arquivos/suinos.pdf>. Acesso em 20 Fevereiro 2011.

SCHERER, E. E.; BALDISSERA, I. T.; ROSSO, A. de. **Dia de campo sobre manejo e utilização de dejetos suínos**. Concórdia: EMBRAPA-CNPSA, Informativo Técnico, 1994 ,p. 47,.

SCHERER, E. E.; AITA, C.; BALDISSERA, I. T. **Avaliação da qualidade do esterco líquido de suínos da região oeste catarinense para fins de utilização como fertilizante**. Florianópolis: Epagri, 1996. 46 p. (Boletim Técnico, 79).

SEGANFREDO, M. A. Os dejetos de suínos são um fertilizante ou um poluente do solo? **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v.16, n.3, p.129-141. 1999.

SILVEIRA, M. Tecnologia sustentável: **Dejetos tratados diminuem emissão de GEE. In: Conferência das Nações Unidas sobre Desenvolvimento Sustentável, RIO+20, 2012.** Rio de Janeiro, RJ, Brasil. 2012.

SIMONI, A. Allevamento di suini stalletti con lettiera permanente prime prove sperimentali. **Revista di suinocultura**, v.4, p.125-131, 1992.

SITAUOLA, B.K. et al. Rapid analysis of climate gases by wide bore capillary gas chromatography. **Journal of Environmental Quality**, v.21, p.493-496, 1992.

SOUSA, F. A., CAMPOS, A. T., CORRÊA, J. M., VELOSO, A. V., NEVES, A. F. das e SILVA, E. de B. **Avaliação do teor de NPK no milho após adubação com dejetos líquidos de suínos.** In. III Simpósio Internacional Sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais. 2013. Anais.... São Pedro-SP.

SOUSA, F. A. **Tratamento e reaproveitamento de resíduos de suínos como biofertilizante na cafeicultura.** 2010. 38f. Dissertação (Apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri). 2009.

TAMMINGA, S.; VERSTEGEN, N.W.A. Implication of nutrition of animals on environmental pollution: In: GARNSWORTH, P.C.; HARGSIGN, W.; COLE, D.I.A. (Ed.) **Recent advances in nutrition.** Oxford: Butterworth-Heinemann, p.113-130. 1992.

USDA. **Foreign Agricultural Service.** Disponível em: < <http://www.fas.usda.gov> >. Acesso em 19 de agosto. 2014.

VANOTTI, M. B.; SZOGI, A. A.; VIVES, C. A. Greenhouse gas emission reduction and environmental quality improvement from implementation of aerobic waste treatment systems in swine farms. **Waste Manag**; 2008, 28(4):759-66.

VANIN, A. **Perda de nitrogênio por volatilização de amônia proveniente da aplicação superficial de resíduos orgânicos.** 56f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Universidade de Rio Verde, Rio Verde-GO. 2010.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais, volume I. 243 p. 1996a.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais, volume II. 211 p. 1996b.

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.** 103p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Regional de Blumenau, Blumenau-SC. 2003.

ZAGONEL, G. F.; RAMOS, L. P. Produção de biocombustível alternativo ao óleo diesel através da transesterificação de óleos vegetais. **Revista de Química Industrial**, v. 717, p. 17-26, 2001.