



ALESSANDRO VIEIRA VELOSO

**ANÁLISE AMBIENTAL E ENERGÉTICA DE
SISTEMA DE PRODUÇÃO DE SUÍNOS COM
TRATAMENTO DE DEJETOS EM
BIODIGESTOR**

LAVRAS - MG

2014

ALESSANDRO VIEIRA VELOSO

**ANÁLISE AMBIENTAL E ENERGÉTICA DE SISTEMA DE
PRODUÇÃO DE SUÍNOS COM TRATAMENTO DE DEJETOS EM
BIODIGESTOR**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração em Construções, Ambiente e Tratamento de Resíduos, para a obtenção do título de Doutor.

Orientador

Dr. Alessandro Torres Campos

Coorientador

Dr. Tadayuki Yanagi Junior

LAVRAS - MG

2014

**Ficha Catalográfica Elaborada pela Coordenadoria de Produtos e
Serviços da Biblioteca Universitária da UFLA**

Veloso, Alessandro Vieira.

Análise ambiental e energética de sistema de produção de suínos
com tratamento de dejetos em biodigestor / Alessandro Vieira

Veloso. – Lavras : UFLA, 2014.

192 p. : il.

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Lavras, 2014.

Orientador: Alessandro Torres Campos.

Bibliografia.

1. Suíno. 2. Construções rurais. 3. Suíno - Esterco. 4
Sustentabilidade. 5. Biodigestor. 6. Energia renovável. I.
Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 665.776

ALESSANDRO VIEIRA VELOSO

**ANÁLISE AMBIENTAL E ENERGÉTICA DE SISTEMA DE
PRODUÇÃO DE SUÍNOS COM TRATAMENTO DE DEJETOS EM
BIODIGESTOR**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração em Construções, Ambiente e Tratamento de Resíduos, para a obtenção do título de Doutor.

APROVADA em 16 de Maio de 2014.

Dr. Tadayuki Yanagi Junior	UFLA
Dr. Francisco Carlos Gomes	UFLA
Dr. Marco Antônio Martin Biaggioni	FCA/UNESP
Dr. Enilson Barros Silva	FCA/UFVJM

Dr. Alessandro Torres Campos
Orientador

LAVRAS - MG

2014

*Ao Pai, Ao Filho e Ao Espírito Santo
À Minha Madona do Perpétuo Socorro
A Santo Expedito*

*À Mariuth e à Minha Família, pelo amor incondicional, valores, incentivos,
compreensão, respeito e confiança.*

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Deus Pai, Criador de todas as criaturas.

A Deus Filho, o Nosso Senhor Jesus Cristo, Redentor do Mundo.

Ao Deus Espírito Santo, Fonte de Conhecimento, Luz Beatíssima que aquece os corações.

À Santíssima Trindade, O Mistério da Fé Cristã.

À Minha Madona do Perpétuo Socorro, minha Estrela Guia que, com o seu olhar penetrante, sempre me conforta e me exorta para eu continuar firme diante da minha missão na Terra.

Ao Meu Santo Expedito, o Santo das Causas Justas e Urgentes, o meu patrono e o meu protetor, que nunca me decepciona. Muito Obrigado, Meu Santo Expedito!

À Mariuth Santos, minha companheira e meu porto seguro, pela compreensão, incentivo, apoio, amor incondicional e por ter me ensinado que, *“a ave sai do ovo. O ovo é o mundo. Quem quiser nascer tem que destruir um mundo”*.

À Minha Família que está em Curvelo/MG – José Clarindo Vieira, Rita Alves Vieira, Ana, Vinícius e Ley – pelo amor incondicional, incentivo, compreensão, respeito e valores, que me possibilitam ser um homem de virtude.

À Maria Elizabeth Vieira Veloso, minha mãe.

Ao Gilson, Kaká, Marly, Lelene, Caroline, Leonardo, Wanessa, Gilvanir e Geraldo (*in memoriam*).

Ao Professor, Dr. Alessandro Torres Campos, pela amizade, pelos ensinamentos, pelo apoio, pela orientação, pela credibilidade depositada em mim, pelo exemplo de profissional e pelo grande mestre, de quem eu tenho a honra de ser discípulo.

Aos membros da banca examinadora, por terem aceitado participar da avaliação deste trabalho e pelas valiosas sugestões.

À Universidade Federal de Lavras (UFLA), pela oportunidade de realização do curso e pela contribuição à minha formação (humana e profissional).

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da UFLA.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes), pela concessão da bolsa de estudos.

Ao CNPq e à Fapemig pelo suporte financeiro para realização deste projeto de doutorado.

À Granja Niterói, em especial, ao Donizete, Lucas e Thiago, por terem me aberto as portas da unidade de produção, mesmo quando, ainda, eu era um desconhecido. Desta forma, pela confiança e amizade ao longo desses anos, o Meu Muito Obrigado!

Ao Roberto de Matos Gasbarro, ao Claudinei do Café Itaú, ao Dilson do Táxi, ao Adriano César e ao Moisés Mortimer, pelos mais variados e proveitosos diálogos e reflexões.

Aos meus grandes amigos e companheiros de jornada: Célio de Moreira Ricardo, Daiane Cecchin, Francine Aparecida Sousa, Marcos Antônio Zambillo Palma, Matheus Campos Mattioli, Pedro Ivo Sodré Amaral e Vanderson Rabelo de Paula.

Aos estudantes que foram, são e ainda serão meus alunos. Eu sempre aprendo com vocês!

Sim, eu tenho certeza: nem a morte, nem a vida, nem os anjos, nem as dominações, nem o presente, nem o futuro, nem as potências, nem as forças das alturas, nem as das profundezas, nem outra criatura alguma, nada poderá separar-nos do amor de Deus, manifestado em Jesus Cristo, Nosso Senhor (Rm 8, 38-39).

RESUMO GERAL

A suinocultura possui importância econômica, cultural e social nas regiões de produção intensiva. Contudo, nos últimos anos, a atividade tem sido fortemente acusada de contribuir para a poluição ambiental, em decorrência da grande quantidade de resíduos poluentes, que são gerados nas unidades de produção. Diante disso, a tecnologia de biodigestão anaeróbia pela implantação de biodigestores apresenta-se como uma alternativa viável, a qual pode gerar benefícios no meio rural. Face o exposto, objetivou-se no presente trabalho avaliar um sistema de produção de suínos, no que se refere à mitigação do impacto ambiental, considerando a análise de parâmetros físico-químicos e a emissão de metano para a atmosfera de um sistema de manejo e tratamento de resíduos, bem como contabilizar a energia empregada na construção de biodigestores anaeróbios utilizados para o manejo e tratamento de resíduos, além de analisar os fluxos de energia, envolvidos nesse biossistema de produção animal. Para avaliação do desempenho de um sistema de manejo e tratamento de resíduos da suinocultura, foram coletadas amostras no tanque de equalização, nos dois biodigestores tubulares (canadenses) e na lagoa de estabilização. Os parâmetros físico-químicos analisados foram pH, alcalinidade total, acidez total, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, sólidos totais, sólidos fixos, sólidos voláteis, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e fósforo total. Por meio dos parâmetros avaliados, foi constatada boa eficiência do sistema, principalmente, na remoção da carga orgânica. A metodologia selecionada para avaliação da mitigação das emissões de metano foi proveniente da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima, denominada, “Recuperação de Metano em Sistemas de Gerenciamento de Dejetos Animais”. Evidenciou-se a eficiência dos biodigestores anaeróbios em mitigar as emissões de carbono equivalente para a atmosfera. Na contabilização da energia empregada, na construção de biodigestores anaeróbios, foram quantificados os componentes envolvidos na construção dessas estruturas e, em seguida, para transformação em unidades de energia desses componentes, multiplicou-se a quantidade destes pelos seus respectivos coeficientes energéticos, obtendo-se o valor de 490.179,59 MJ de energia. No estudo sobre os fluxos de energia, quantificou-se o coeficiente energético de cada componente envolvido em um sistema de produção de suínos, com tratamento de resíduos em biodigestores, determinando-se as entradas e saídas energéticas desse biossistema, que apresentou eficiência energética de 25,29%, enquadrando-se nas características de um agroecossistema industrial, que importa grande parte da energia consumida na forma de ração.

Palavras-chave: Suínos. Construções rurais. Dejetos. Sustentabilidade. Biodigestor. Energia renovável. Balanço de energia.

GENERAL ABSTRACT

Swine production has economic, cultural and social importance in regions with intensive production. However, in recent years, the activity has been strongly accused of contributing to environmental pollution, as a result of the large amount of pollutant residue generated in the production units. In light of this, the technology of anaerobic digestion with the implementation of digesters is presented as a viable alternative, which may generate benefits in the rural scenery. Thus, the present work was conducted with the objectives of evaluating a swine production system, in regard to environmental impact mitigation, considering the analysis of physical-chemical parameters and the atmospheric emission of methane from a residue management and treatment system, accounting for the energy employed in the construction of anaerobic digesters used for managing and treating residues as well as analyzing the energy flow involved in the animal production biosystem. To evaluate the performance of a swine production residue management and treatment system, samples were collected from the equalization tank in both tubular digesters (Canadian) and from the stabilization pond. The physical-chemical parameters analyzed were pH, total alkalinity, total acidity, electric conductivity, dissolved oxygen, oxygen biochemical demand, oxygen chemical demand, total solids, fixated solids, volatile solids, total nitrogen, ammonia nitrogen and total phosphorus. The good efficiency of the parameters was verified by the evaluated parameters, especially in the removal of organic charge. The methodology selected evaluating the methane emissions mitigation derived from the United Nations Framework Convention on Climate Change denominated "Methane Recovery in Animal Manure Management Systems". The efficiency of the anaerobic digesters in mitigating equivalent carbon atmospheric emissions was evidenced. The components involved in the construction of these structures were accounted for in the energy employed in the construction of the anaerobic digesters and, subsequently, the amount of components was multiplied by their respective energy coefficients, for the transformation into energy units of these components, obtaining the value of 490,179.59 MJ of energy. In the study on energy flow, the energy coefficient of each component involved in a swine production system, with residue treatment in digesters, was quantified, determining the energy inputs and outputs of this biosystem, which presented energy efficiency of 25.29%, fitting the characteristics of an industrial agro-ecosystem, which imports a large portion of the energy consumed in the form of ration.

Keywords: Swine. Rural constructions. Waste. Sustainability. Anaerobic digester. Renewable energy. Energy balance.

LISTA DE FIGURAS

SEGUNDA PARTE – ARTIGOS

ARTIGO 1

- FIGURA 1. Sistema de tratamento de resíduos da suinocultura: A = tanque de equalização; B = biodigestores modelo canadense; C = lagoa de estabilização. System of treatment of swine production wastes: A = equalization tank; B = tubular anaerobic biodigester; C = stabilization pond. 76
- FIGURA 2. Fluxograma do sistema de manejo e tratamento de dejetos de sistema de produção de suínos. Observação: os pontos P1 a P4 são os locais de amostragem. Flowchart of the management and treatment of waste from swine production system. NOTE: The points P1 to P4 are the sampling sites. 79

ARTIGO 2

- Figura 1. Esquema dos limites de um cenário com lagoa tradicional (linha de base). 114
- Figura 2. Esquema dos limites de fronteira do sistema proposto. 115

ARTIGO 3

- Figura 1. Biodigestores modelo canadenses para o tratamento anaeróbio dos resíduos da suinocultura. 140
- Figura 2. Planta baixa dos dois biodigestores modelo canadense (sem escala) e sua respectiva orientação geográfica. Observação: Unidade de cotagem = metro. 141

Figura 3.	Corte longitudinal dos dois biodigestores modelo canadense (sem escala). Observação: A1 é a região do gasômetro; A2 é a câmara de fermentação; Unidade de cotagem = metro.	142
Figura 4.	Corte transversal dos dois biodigestores modelo canadense (sem escala). Observação: B1 é a região do gasômetro; B2 é a câmara de fermentação; B3 é a estrutura em concreto; Unidade de cotagem = metro.	142
Figura 5.	Caixa difusora de fluxo.	143
Figura 6.	Etapas referentes à construção dos biodigestores: (A e B) escavação dos biodigestores; (C e D) início das operações de enchimento dos biodigestores; (E) biodigestores modelo canadense implantados com destaque para o gasômetro de PVC.	145
Figura 7.	Participação percentual dos diferentes componentes energéticos envolvidos na construção de dois biodigestores canadenses.	152

ARTIGO 4

Figura 1.	Delimitação da fronteira do sistema estudado. Observação: A = galpões do setor de reprodução; B = galpões do setor de maternidade; C = galpões do setor de creche; D = galpões do setor de crescimento-terminação; E = tanque de equalização; F = caixa difusora de fluxo; G = biodigestores; H = lagoa de estabilização; I = conjunto motor gerador de eletricidade; J = fábrica de ração; L = caixas de água; M = silos; N = residência; O = refeitório e vestiário; P = composteira.	167
-----------	--	-----

Figura 2.	Conjunto motor gerador de eletricidade. Observação: A = motor Mercedes Benz; B = gerador de eletricidade; C = sistema de purificação do biogás; D = painel de controle.	170
Figura 3.	Participação percentual da energia indireta consumida em um sistema de produção de suínos, durante o ciclo período de 150 dias.	179
Figura 4.	Participação percentual da energia direta consumida em um sistema de produção de suínos, durante o ciclo período de 150 dias.	179
Figura 5.	Participação percentual das saídas energéticas (“outputs”) em um sistema de produção de suínos, durante o ciclo período de 150 dias.	182
Figura 6.	Fluxograma do sistema biointegrado.	187

LISTA DE TABELAS

SEGUNDA PARTE – ARTIGOS

ARTIGO 1

- TABELA 1. Valores médios, desvios-padrão e intervalos de variação (ao nível de 95% de confiança) dos parâmetros físico-químicos dos resíduos da suinocultura coletados no tanque de equalização. Mean values, standard deviations and ranges (at 95% confidence) of the physical-chemical parameters of swine wastes listed in the equalization tank.81
- TABELA 2. Valores médios, desvios-padrão e intervalos de variação (ao nível de 95% de confiança) dos parâmetros físico-químicos dos resíduos da suinocultura coletados no biodigestor 1. Mean values, standard deviations and ranges (at 95% confidence) of the physical-chemical parameters of swine wastes listed in the anaerobic biodigester 1.81
- TABELA 3. Valores médios, desvios-padrão e intervalos de variação (ao nível de 95% de confiança) dos parâmetros físico-químicos dos resíduos da suinocultura coletados no biodigestor 2. Mean values, standard deviations and ranges (at 95% confidence) of the physical-chemical parameters of swine wastes listed in the anaerobic biodigester 2.82
- TABELA 4. Valores médios, desvios-padrão e intervalos de variação (ao nível de 95% de confiança) dos parâmetros físico-químicos dos resíduos da suinocultura coletados na lagoa de estabilização. Mean values, standard deviations and ranges (at 95% confidence) of the physical-chemical parameters of swine wastes listed in the stabilization pond.84

TABELA 5. Valores das eficiências médias de remoção dos parâmetros físico-químicos da unidade de manejo e tratamento de resíduos da suinocultura. Values of the average removal efficiencies of physical-chemical parameters of the unit for management and treatment of swine wastes.	89
---	----

ARTIGO 2

Tabela 1. Caracterização do plantel de suínos em relação ao número e à massa corporal dos animais.	116
Tabela 2. Estimativa de cálculo das emissões da linha de base.	122
Tabela 3. Estimativa de cálculo das emissões dos biodigestores.	123

ARTIGO 3

Tabela 1. Componentes energéticos referentes à construção de dois biodigestores canadenses e seus respectivos coeficientes energéticos.....	146
Tabela 2. Máquinas utilizadas na construção de dois biodigestores canadenses: consumo de combustível e tempo de utilização.	147
Tabela 3. Quantificação média dos componentes energéticos envolvidos na construção de dois biodigestores canadenses.	148
Tabela 4. Energia consumida (MJ) pelos componentes envolvidos na construção de dois biodigestores canadenses.	149

ARTIGO 4

Tabela 1.	Componentes das entradas energéticas referentes ao sistema de produção de suínos e seus respectivos coeficientes energéticos.....	173
Tabela 2.	Componentes das saídas energéticas referentes ao sistema de produção de suínos e seus respectivos coeficientes energéticos. .	173
Tabela 3.	Quantificação média dos componentes energéticos de entrada e de saída envolvidos no sistema de produção de suínos, durante o ciclo período de 150 dias.....	176
Tabela 4.	Máquinas e implementos utilizados no sistema de produção de suínos: consumo médio de combustível e tempo de utilização por ciclo de 150 dias.....	177
Tabela 5.	Energia consumida (MJ) em um sistema de produção de suínos, durante o ciclo período de 150 dias.....	178
Tabela 6.	Energia convertida (MJ) em um sistema de produção de suínos, durante o ciclo período de 150 dias.....	182
Tabela 7.	Eficiência energética dos componentes energéticos da relação Entrada/Saída para o sistema de produção de suínos.	186

SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE	
1	INTRODUÇÃO 17
2	REFERENCIAL TEÓRICO 20
2.1	Panorama da atividade suinícola 20
2.2	Manejo e tratamento dos resíduos da suinocultura pelo processo de biodigestão anaeróbia em biodigestores 23
2.3	Composição e utilização do biogás produzido em biodigestores anaeróbios..... 27
2.4	Parâmetros físico-químicos na avaliação de sistemas de tratamento de resíduos de suinocultura..... 30
2.5	Mitigação do impacto ambiental das emissões de metano da suinocultura pelo processo de biodigestão anaeróbia de resíduos... 36
2.6	Custo energético de construção de biodigestores para o manejo e tratamento de resíduos da suinocultura 40
2.7	Análise energética de agroecossistemas 43
2.7.1	A energia..... 43
2.7.2	Consumo de energia pelas atividades agropecuárias 47
2.7.3	Análise energética (balanço energético) de agroecossistemas..... 50
3	CONSIDERAÇÕES GERAIS 53
	REFERÊNCIAS..... 55
	SEGUNDA PARTE – ARTIGOS..... 69
	ARTIGO 1 Sustentabilidade ambiental da suinocultura com manejo de dejetos em biodigestor – avaliação de parâmetros físico-químicos..... 69
	ARTIGO 2 Mitigação do impacto ambiental das emissões de metano em suinocultura pelo processo de biodigestão anaeróbia de resíduos 106
	ARTIGO 3 Custo energético de construção de biodigestores para o manejo e tratamento de resíduos da suinocultura 135
	ARTIGO 4 Análise energética de um sistema de produção de suínos com tratamento de resíduos em biodigestor e geração de energia elétrica a partir do biogás..... 161

PRIMEIRA PARTE

1 INTRODUÇÃO

A atividade agrícola é bastante recente na história do homem, levando em consideração a origem do gênero Homo na Terra, há cerca de 2.500.000 anos. A agricultura começou a se desenvolver apenas há 10 mil anos. Foram imensas as implicações da atividade agrícola ao longo desses anos, tanto para a velocidade do crescimento populacional e para seu impacto sobre as características ecológicas dos sistemas ocupados e, ou sob influência da espécie Homo sapiens, como para a evolução e organização da estrutura social e civilizatória (GARCIA, 2001).

A agricultura é, essencialmente, a manipulação do ecossistema para a produção de plantas e animais necessários ou desejados pelos humanos (PIMENTEL, 1984), sendo caracterizada por modificar a paisagem e a estrutura organizacional e funcional dos sistemas naturais e, ao mesmo tempo, dependente de insumos exógenos, tais como adubos e agrotóxicos e, por intensa perturbação, com grande impacto ambiental (GARCIA, 2001; ODUM, 1995).

A agropecuária, à medida que atende à demanda crescente da sociedade por alimentos e matéria-prima, acentua cada vez mais, o seu papel de transformadora e consumidora de energia. No processo produtivo agropecuário, além da energia encontrada livremente na natureza, há intensa utilização da energia adicionada pelo homem, principalmente, aquela advinda de combustíveis fósseis. Esse modelo de produção, constituído pelo melhoramento genético de animais e plantas, insumos e pelo uso de máquinas, em detrimento dos benefícios relativos ao aumento da produção e produtividade, contribui para a exaustão dos recursos naturais, comprometendo a sustentabilidade dos agroecossistemas (SANTOS; SIMON, 2010).

Nesse contexto, o consumo de energia, por ser a base das atividades produtivas, ocasiona, inevitavelmente, impacto sobre o meio ambiente, sendo, portanto, necessário melhorar a eficiência na transformação (produção e consumo final), no transporte e na distribuição, bem como na disposição de resíduos, para que se atinja maior sustentabilidade dos sistemas de produção (COSTA; BUENO, 2010).

Diante disso, é importante considerar a atividade suinícola, que, nos últimos 30 anos, alcançou elevados níveis de produtividade com a intensificação dos sistemas confinados, os quais preveem grande concentração de animais em pequenas áreas, gerando, conseqüentemente, grandes quantidades de resíduos poluentes, que promovem a degradação ambiental (ORRICO JÚNIOR; ORRICO; LUCAS JÚNIOR, 2011).

Ante a problemática ambiental da suinocultura, várias tecnologias para o manejo e tratamento dos resíduos têm sido propostas, dentre elas, o processo de biodigestão anaeróbia, particularmente, pela implantação de biodigestores (ESPERANCINI et al., 2007), que apresenta importantes benefícios, tais como a geração de energia renovável, a produção de biofertilizante, além de mitigar a poluição do ar (odores e gases de efeito estufa), do solo e, principalmente, das águas (ANGONESE; CAMPOS; WELTER, 2007).

Com base na premissa de que todo processo de produção gera resíduos e todo resíduo armazena energia, depara-se para o fato de que, nesse âmbito, os sistemas de produção, inclusive, os suinícolas, podem reverter estes resíduos em energia, diminuir seu custo de produção e funcionar de forma, energeticamente, equilibrada (SANTOS; LUCAS JÚNIOR, 2004; SOUZA et al., 2009; VELOSO et al., 2012).

Diante do exposto, o presente trabalho foi realizado com os objetivos de avaliar um sistema de produção de suínos, no que se refere à mitigação do impacto ambiental, considerando a análise de parâmetros físico-químicos e a

emissão de metano, para a atmosfera de um sistema de manejo e tratamento de resíduos, bem como contabilizar a energia empregada na construção de biodigestores anaeróbios, utilizados para o manejo e tratamento de resíduos, além de analisar os fluxos de energia envolvidos nesse biosistema de produção animal.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

A teoria que fundamenta este trabalho abrange as temáticas:

- a) Panorama da atividade suinícola.
- b) Manejo e tratamento dos resíduos da suinocultura pelo processo de biodigestão anaeróbia em biodigestores.
- c) Composição e utilização do biogás produzido em biodigestores anaeróbios.
- d) Avaliação de parâmetros físico-químicos de um sistema de tratamento de resíduos de suinocultura.
- e) Mitigação do impacto ambiental das emissões de metano da suinocultura pelo processo de biodigestão anaeróbia de resíduos.
- f) Custo energético de construção de biodigestores, para o manejo e tratamento de resíduos da suinocultura e;
- g) Análise energética de agroecossistemas.

2.1 Panorama da atividade suinícola

Após a Segunda Guerra Mundial, a agricultura sofreu profundas transformações, que foram caracterizadas pela intensificação, especialização, padronização e internacionalização dos produtos e do processo produtivo, e que constituíram a base da chamada Revolução Verde. O desenvolvimento preconizado por esse movimento baseou-se no paradigma tecnológico fundamentado pela modificação das condições naturais, para favorecer o potencial genético de plantas e animais, nos mais diversos agroecossistemas, gerando, conseqüentemente, o bônus da produtividade, mas também o ônus da degradação ambiental. Nesse contexto, emerge de diversos setores da sociedade que o atual modelo agrícola é insustentável, necessitando incluir, além do fator

econômico, o custo e, ou impacto ambiental ou, até mesmo, o impacto socioeconômico e cultural (KOZIOSKI; CIOCCA, 2000).

Diante disso, destacam-se os atuais moldes da atividade suinícola. Considerando o aparecimento dos suínos na Terra há mais de 40 milhões de anos, bem como a sua domesticação há mais de 10.000 anos, passando pela antiga “criação de porcos”, pôde-se constatar a evolução da atividade, tornando-a moderna, tecnificada e inserida no mercado globalizado (ANGONESE; CAMPOS; WELTER, 2007; ANGONESE et al., 2006).

Atualmente, a carne suína é a fonte de proteína animal mais produzida e consumida no mundo, sendo a China, União Europeia, Estados Unidos e Brasil os maiores produtores mundiais (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA E EXPORTADORA DE CARNE SUÍNA - ABIPECS, 2014).

A suinocultura é uma das atividades mais importantes do complexo agropecuário brasileiro (DUDA; OLIVEIRA, 2011; RODRIGUES et al., 2010). A importância da suinocultura no Brasil é reconhecida por seus expressivos números. Atualmente, o país é o quarto maior produtor mundial de carne suína. Em 2013, foram produzidas 3,49 milhões de toneladas, de onde foram exportadas 581 mil toneladas, resultando na cifra de US\$ 1,49 bilhão de receita cambial. Além da importância econômica, o setor industrial da carne suína vem se qualificando como um dos responsáveis pela sustentação do desenvolvimento social de muitos municípios brasileiros, por meio da geração de empregos no campo, na indústria, no comércio e nos serviços (ABIPECS, 2014).

Alguns autores consideram que a base desse desempenho se deve aos avanços tecnológicos e ao modelo de organização do setor suinícola conhecido como integração (DUDA; OLIVEIRA, 2011; MIELE; WAQUIL, 2007). A integração da produção, por meio de contratos ou programas de fomento, é a forma mais difundida de coordenação da transação entre suinocultores e

agroindústrias, nos principais países produtores de carne suína, inclusive, no Brasil e sua participação e importância vêm crescendo nos últimos anos (MIELE; WAQUIL, 2007).

Outrossim, é notório que, nas últimas décadas, a suinocultura tem sofrido grandes transformações com a migração do modelo de produção para os sistemas intensivos, os quais concentram os rebanhos em unidades confinadas (HIGARASHI; KUNZ; MATTEI, 2008; RODRIGUES et al., 2010). Nesse contexto, a inserção da indústria no processo produtivo da atividade suinícola contribuiu para o melhoramento genético dos animais e consequente tecnificação do sistema de manejo, empregando-se altas tecnologias nas áreas de nutrição, instalações, sanidade e ampliação da escala de produção (CABRAL et al., 2011; CALDARA et al., 2012).

Dessa forma, conforme relataram Barreto e Campos (2009) e Campos et al. (2012), esses sistemas confinados de produção constituem a base da expansão e da maior produtividade da suinocultura.

Contudo, se por um lado, o aumento no nível dos confinamentos proporcionou alavancar saltos de produtividade, por outro lado, nos últimos anos, os atuais moldes da suinocultura têm despertado a preocupação ambiental da sociedade em virtude do grande impacto causado aos recursos naturais pelo manejo inadequado dos resíduos. As consequências dessa atividade, considerada até certo ponto predatória, pode resultar na exaustão de muitos recursos naturais e na necessidade de repensar o desenvolvimento de modelos adotados (KUNZ et al., 2009).

2.2 Manejo e tratamento dos resíduos da suinocultura pelo processo de biodigestão anaeróbia em biodigestores

As estratégias para o tratamento de resíduos da suinocultura são baseadas em processos físicos, químicos e biológicos capazes de reduzir seu potencial poluidor (CAMPOS et al., 2012; KUNZ; MIELE; STEINMETZ, 2009). Até algumas décadas, a forma mais usual de manejo de resíduos da suinocultura era o armazenamento em esterqueiras ou em lagoas (BARRETO; CAMPOS, 2009; CAMPOS et al., 2012; HIGARASHI et al., 2008; KUNZ; HIGARASHI; OLIVEIRA, 2005) para posterior utilização como fertilizante nas lavouras (ANGONESE; CAMPOS; WELTER, 2007; CAMPOS et al., 2012; SANTOS; SCHMIDT; BITENCOURT, 2007; VIVAN et al., 2010).

Entretanto, nos últimos anos, a adoção dessas práticas convencionais, para o manejo de resíduos, vem caindo em desuso em virtude das grandes áreas requeridas para implantação dos sistemas, do mal dimensionamento e da poluição ambiental constatada nas regiões de produção intensiva (ANGONESE; CAMPOS; WELTER, 2007; MASSÉ; TALBOT; GILBERT, 2011; VANOTTI et al., 2009).

Dessa forma, o desafio para os profissionais engajados na cadeia produtiva de suínos é a exigência da sustentabilidade ambiental nas regiões de produção intensiva, pois de um lado existe a pressão pela concentração de animais em pequenas áreas de produção e pelo aumento da produtividade e, de outro, a pressão para que este aumento não afete o meio ambiente (KUNZ et al., 2009; KUNZ; HIGARASHI; OLIVEIRA, 2005; KUNZ; MIELE; STEINMETZ, 2009; OLIVEIRA, 2003).

Nesse contexto, dentre as possibilidades existentes para o manejo de resíduos, uma alternativa promissora é a tecnologia da digestão ou biodigestão

anaeróbia, particularmente, pela implementação de biodigestores (ESPERANCINI et al., 2007).

Gilroyed et al. (2010) e Nielsen e Angelidaki (2008) comentaram que a biodigestão anaeróbia é um processo que se aplica ao tratamento de uma variedade de resíduos orgânicos, os quais, segundo Massé et al. (2010) e Xavier e Lucas Júnior (2010), incluem a biomassa residual, proveniente da agropecuária, da agroindústria, dentre outras.

Embora seja conhecida há séculos em todo o mundo, somente nos últimos anos, a tecnologia da biodigestão anaeróbia vem despertando o interesse de diversos setores da sociedade (WU et al., 2010), em virtude dos benefícios econômicos e sociais, da busca por fontes renováveis de energia e pela possibilidade de mitigação da poluição ambiental (CHAE et al., 2008; HOLM-NIELSEN; SEADI; OLESKOWICZ-POPIEL, 2009).

A biodigestão anaeróbia é um processo no qual a biomassa residual é degradada, por meio de uma série de reações bioquímicas realizadas, simbioticamente, por bactérias, na ausência de oxigênio, onde compostos orgânicos complexos são reduzidos em componentes mais simples (FANTOZZI; BURATTI, 2009; LANSING; BOTERO; MARTIN, 2008; LIU et al., 2009; MARCOS et al., 2010; MASSÉ; TALBOT; GILBERT, 2011; SIEGERT; BANKS, 2005; SUNDH et al., 2003; WEISS et al., 2009; XAVIER; LUCAS JÚNIOR, 2010; ZHENG et al., 2009).

De acordo com Sundh et al. (2003) e Zheng et al. (2009), há quatro grupos básicos de microorganismos envolvidos no processo de digestão anaeróbia:

- a) Bactérias hidrolíticas: quebram moléculas orgânicas complexas (polissacarídeos, proteínas e lipídios) em açúcares simples, aminoácidos e ácidos graxos.

- b) Bactérias acidogênicas: convertem produtos gerados no processo de hidrólise em ácidos orgânicos.
- c) Bactérias acetogênicas: digerem ácidos orgânicos em hidrogênio, dióxido de carbono e uma grande quantidade de acetato.
- d) Bactérias metanogênicas: produzem biogás considerando o acetato, o hidrogênio e o dióxido de carbono.

Holm-Nielsen, Seadi e Oleskowicz-Popiel (2009) e Massé, Talbot e Gilbert (2011) destacaram que o processo de biodigestão anaeróbia em biodigestores representa um sistema integrado na produção de energia renovável, na utilização de recursos, no tratamento de resíduos, bem como na reciclagem e redistribuição de nutrientes, enfim, gera muitos benefícios agrícolas e ambientais, conforme se relata a seguir.

O processo de biodigestão anaeróbia contribui para o saneamento rural, pois a degradação da matéria orgânica contida nos resíduos permite a redução das demandas química e bioquímica de oxigênio (DBO e DQO), de sólidos (totais e voláteis) e de patógenos (ANGONESE; CAMPOS; WELTER, 2007; LUSTE; LUOSTARINEN, 2010; MASSÉ; TALBOT; GILBERT, 2011; ORRICO; LUCAS JÚNIOR; ORRICO JÚNIOR, 2007; ORRICO JÚNIOR; ORRICO; LUCAS JÚNIOR, 2009, 2010).

Além disso, esse processo consiste de uma tecnologia ambiental sustentável para os setores que geram grandes quantidades de resíduos, como é o caso da atividade suinícola, pois a matéria orgânica é estabilizada, produzindo-se energia renovável na forma de biogás, além do biofertilizante, que poderá ser utilizado na agricultura (ANGONESE; CAMPOS; WELTER, 2007; HOLM-NIELSEN; SEADI; OLESKOWICZ-POPIEL, 2009; KAPARAJU; RINTALA, 2011; MARCOS et al., 2010; MASSÉ; TALBOT; GILBERT, 2011; SOUZA et al., 2008; TABATABAEI et al., 2010; ZHENG et al., 2009).

Ressalta-se, também, que a biodigestão anaeróbia contribui para a redução das emissões de gases de efeito estufa, pois, nesse processo, por meio dos biodigestores, captura-se metano e outros gases de efeito estufa, que seriam emitidos para a atmosfera (BAYLIS; PAULSON, 2011; BORHAN et al., 2012; FLESC; DESJARDINS; WORTH, 2011; HOLM-NIELSEN; SEADI; OLESKOWICZ-POPIEL, 2009; MASSÉ; TALBOT; GILBERT, 2011; SEJIAN; NAQVI, 2012).

E, ainda, é importante considerar que a biodigestão anaeróbia da biomassa residual abre oportunidade para a venda dos chamados créditos de carbono (GILROYED et al., 2010; MASSÉ; TALBOT; GILBERT, 2011).

No entanto, a biodigestão anaeróbia pode processar-se lentamente e tempos de retenção hidráulica (TRH) muito longos podem ser necessários, conduzindo a grandes volumes dos biodigestores e a altos custos do sistema (XAVIER; LUCAS JÚNIOR, 2010; YADVIKA et al., 2004). Ademais, também, é importante mencionar algumas limitações, principalmente, no que diz respeito ao entendimento que falta aos usuários de alguns aspectos microbiológicos básicos, vitais ao bom funcionamento do processo, mas nem sempre seguidos, o que acarreta perda de eficiência do biodigestor (KUNZ; HIGARASHI; OLIVEIRA, 2005).

Em suma, os biodigestores são estruturas físicas, que facilitam a digestão anaeróbia proporcionando um ambiente anaeróbio favorável aos microrganismos responsáveis por esta digestão (LANSING; BOTERO; MARTIN, 2008; SOUZA; LUCAS JÚNIOR; FERREIRA, 2005).

De acordo com o sistema de alimentação, os biodigestores são de fluxo contínuo e do tipo batelada. Os biodigestores do tipo batelada são alimentados de uma só vez e são indicados para resíduos produzidos em certos intervalos de tempo, como acontece nas instalações de frangos de corte e de suínos em cama sobreposta, por exemplo. Por outro lado, os biodigestores de fluxo contínuo,

onde se podem identificar, principalmente, os modelos indiano, chinês e canadense, prestam-se àqueles resíduos que são produzidos diariamente, a exemplo dos resíduos da bovinocultura leiteira, da suinocultura, dentre outros (FLORENTINO, 2003).

2.3 Composição e utilização do biogás produzido em biodigestores anaeróbios

O biogás produzido nos biodigestores por meio da biodigestão anaeróbia consiste de uma mistura de metano, dióxido de carbono, traços de vapor de água, sulfeto de hidrogênio, nitrogênio, oxigênio, hidrogênio, monóxido de carbono, amônia, mercaptanas, dentre outros (GALBIATTI et al., 2010; PRADO; CAMPOS, 2008; PRADO; CAMPOS; SILVA, 2010; WEISS et al., 2009).

Em se tratando da produção de energia renovável, o metano é o combustível por excelência e o biogás é tanto mais puro e mais energético quanto maior o teor de metano (CHERNICHARO, 1997; PRADO; CAMPOS, 2008; WEISS et al., 2009). Os fatores que mais influenciam a variação das concentrações de metano no biogás são: temperatura, pH, acidez, alcalinidade, vazão e cargas orgânicas aplicadas, além da própria característica do resíduo, que é o substrato para o crescimento dos microrganismos nos biodigestores. Portanto, a eficiência da produção de metano depende do monitoramento sistemático desses parâmetros por interferirem no processo de biodigestão anaeróbia (PRADO; CAMPOS; SILVA, 2010; YADVIKA et al., 2004).

De acordo com Lansing, Botero e Martin (2008), a composição do biogás, obtida nos biodigestores, é: 50 a 70% de metano, 30 a 40% de dióxido de carbono, 1,0% de hidrogênio, 0,5% de nitrogênio, 0,1% de monóxido de carbono, 0,1% de oxigênio e 0,1% de sulfeto de hidrogênio.

O metano e o dióxido de carbono perfazem a maior parte da composição do biogás (KIZILASLAN; KIZILASLAN, 2007) e, em geral, são produzidos numa taxa de dois para um, respectivamente, ou seja, ao se produzir duas moléculas de metano, tem-se a produção de uma molécula de dióxido de carbono (GILROYED et al., 2010).

O metano, também conhecido como gás do pântano, é cerca de 20% mais leve que o ar. Trata-se de um gás incolor e inodoro (KIZILASLAN; KIZILASLAN, 2007; TABATABAEI et al., 2010), que queima com chama azul clara semelhante ao de gás liquefeito de petróleo (KIZILASLAN; KIZILASLAN, 2007). É formado por descarboxilação do acetato e metanização de dióxido de carbono e gás hidrogênio por microrganismos acetogenotróficos e hidrogenotróficos (WEISS et al., 2009).

Embora apresente vários benefícios, o metano, por ser inflamável e explosivo, requer extremo cuidado no seu manejo (ANGONESE; CAMPOS; WELTER, 2007).

Por outro lado, o gás sulfídrico ou sulfeto de hidrogênio é o que dá o odor pútrido característico (“cheiro de ovo podre”) à mistura quando o gás é liberado, sendo, também, o responsável pela corrosão que se verifica nos componentes do sistema, tais como tubulações e peças metálicas (SOUZA et al., 2008).

Portanto, se a conversão da energia química do biogás em energia térmica e, ou elétrica é pretendida, deve-se prever um custo adicional, para purificação do biogás (CHERNICHARO, 1997), uma vez que teores de gás sulfídrico, variando de 300 a 500 partes por milhão (ppm), podem ocasionar danos à conversão de energia (HOLM-NIELSEN; SEADI; OLESKOWICZ-POPIEL, 2009).

É importante destacar que a energia produzida por meio da biodigestão anaeróbia é advinda de carbono neutro, pois o carbono fotossintetizado dos

resíduos orgânicos é convertido em metano e dióxido de carbono, os quais são devolvidos para a atmosfera, que acontece quando o biogás é queimado ou sua energia química é convertida em energia elétrica e, ou térmica (MASSÉ; TALBOT; GILBERT, 2011).

Diante disso, são várias as utilizações e aplicações do biogás como fonte de energia renovável, dentre as quais se destacam (HOLM-NIELSEN; SEADI; OLESKOWICZ-POPIEL, 2009; PRADO; CAMPOS, 2008; SANTOS; LUCAS JÚNIOR; SILVA, 2007; SILVA et al., 2005; SOUZA; SILVA; BASTOS, 2010):

- a) Produção de calor e, ou vapor.
- b) Produção de eletricidade.
- c) Combustível para veículos.
- d) Produção de produtos químicos.
- e) Injeção na rede de gás natural.

Dentre as muitas aplicabilidades do biogás, pode-se citar, também, o seu comércio no mercado de créditos de carbono (GILROYED et al., 2010; MASSÉ; TALBOT; GILBERT, 2011).

Como a suinocultura é uma atividade sujeita à volatilidade do mercado (MARTINS; OLIVEIRA, 2011), a produção de biogás representa uma opção de economia para o suinocultor, visto que a sua energia química pode ser convertida em energia térmica e, ou elétrica, as quais podem ser utilizadas para o autoabastecimento da própria granja.

Em seu estudo sobre a análise econômica da geração de energia elétrica, com base no biogás da suinocultura, Martins e Oliveira (2011) alvitraram que, embora seja possível a comercialização, é mais vantajosa a utilização da

eletricidade na propriedade rural, substituindo ou reduzindo a aquisição da energia elétrica distribuída pela concessionária.

2.4 Parâmetros físico-químicos na avaliação de sistemas de tratamento de resíduos de suinocultura

A biomassa residual consiste dos resíduos e efluentes originários de cadeias produtivas rurais, agroindustriais e urbanas. Nesse contexto, Sorensen e Amato (2002) e Xavier e Lucas Júnior (2010) caracterizaram a biomassa residual da atividade suinícola, também denominada de dejetos líquidos de suínos ou resíduos da suinocultura, como sendo a mistura de fezes, urina, água desperdiçada de bebedouros e de higienização, resíduos de ração, pelos, poeira e outros materiais decorrentes do processo criatório, os quais contêm elevados teores de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, sódio, magnésio, manganês, ferro, zinco, cobre, agentes patogênicos e outros elementos (LEITE; CUNHA NETO; RESENDE, 2009; OLIVEIRA; DUDA, 2009; ORRICO JÚNIOR; ORRICO; LUCAS JÚNIOR, 2009; RODRIGUES et al., 2010; VIVAN et al., 2010).

A concentração destes componentes nos resíduos suinícolas varia, de acordo com o sistema de manejo adotado, o estágio de desenvolvimento dos animais, nutrição, dentre outros e, se manejados incorretamente, podem causar sérios problemas ambientais (VIVAN et al., 2010).

A adoção dos confinamentos maximiza a contribuição da suinocultura à poluição ambiental (CAMPOS et al., 2012; DUDA; OLIVEIRA, 2009; OLIVEIRA; DUDA, 2009; RODRIGUES et al., 2010; SANTOS; OLIVEIRA, 2011; URBINATI; DUDA; OLIVEIRA, 2013), pois vultosas quantidades de água são utilizadas para a higienização das instalações, resultando,

consequentemente, em grandes quantidades de resíduos (OLIVEIRA; DUDA, 2009; OLIVEIRA; SANTANA, 2011).

Por causa disso, diversos trabalhos de pesquisa apontaram a suinocultura como uma atividade de baixa qualidade ambiental, poluindo as águas e os solos, afetando a qualidade do ar com a emissão de maus odores e gases de efeito estufa, além de favorecer a proliferação de insetos e a disseminação de doenças (BARRETO; CAMPOS, 2009; CAMPOS et al., 2012; CERVI; ESPERANCINI; BUENO, 2010; DAGA et al., 2007; DUDA; OLIVEIRA, 2009, 2011; OLIVEIRA; DUDA, 2009; OLIVEIRA; SANTANA, 2011; RODRIGUES et al., 2010; SANTOS et al., 2010; SANTOS; OLIVEIRA, 2011; URBINATI; DUDA; OLIVEIRA, 2013; VIVAN et al., 2010).

Diante disso, a avaliação de parâmetros físico-químicos é importante para a caracterização quali-quantitativa dos resíduos da suinocultura, principalmente, para avaliação do desempenho de sistemas de manejo e tratamento de resíduos (ARAÚJO et al., 2012). As principais variáveis relacionadas à qualidade dos resíduos da suinocultura são:

- a) Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO), conforme relatado por Higarashi, Kunz e Oliveira (2007).
- b) Nitrogênio e fósforo, como foi destacado por Kunz, Higarashi e Oliveira (2007).
- c) E, de acordo com Santos, Schmidt e Bitencourt (2007), sólidos totais, sólidos fixos e sólidos voláteis.

Ao se decompor, a matéria orgânica dos resíduos suinícolas sofre a ação de microrganismos que consomem oxigênio do meio, liberando odores desagradáveis. Essa demanda de oxigênio segue dois caminhos: o biológico e o

químico. Assim, a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) representa a quantidade de oxigênio consumida pelo metabolismo dos microrganismos, ao decomporem a porção biodegradável da matéria orgânica, em um período pré-fixado de tempo, normalmente de cinco dias. Por sua vez, a demanda química de oxigênio (DQO) refere-se à quantidade de oxigênio requerida para oxidar totalmente a matéria orgânica (HIGARASHI; KUNZ; OLIVEIRA, 2007).

Para fins de ilustração, a capacidade poluente dos resíduos suínos é muito superior à de outras espécies. Em termos de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), utilizando-se o conceito de equivalente populacional, um suíno, em média, equivale a 3,5 pessoas (DUDA; OLIVEIRA, 2011; OLIVEIRA; DUDA, 2009). Baseando-se nesse mesmo parâmetro, Urbinati, Duda e Oliveira (2013) reportaram que a capacidade poluente de um suíno pode ser até 4,6 vezes superior à dos seres humanos.

Portanto, pelo exposto, se uma grande quantidade de resíduos orgânicos for lançada em corpos d'água, o oxigênio livre será utilizado na degradação do material, podendo gerar, como consequência, a mortandade de peixes e de outros organismos aquáticos (HIGARASHI; KUNZ; OLIVEIRA, 2007).

O nitrogênio está presente em várias formas e estados de oxidação, sendo as espécies químicas de maior relevância o nitrogênio orgânico, o nitrogênio amoniacal (NH_3), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). O nitrogênio total é a soma da amônia livre e do nitrogênio orgânico. Assim, os problemas ambientais acerca do aporte de nitrogênio incluem: toxicidade aos peixes e aos organismos aquáticos por causa do nitrogênio amoniacal; metahemoglobinemia em razão do nitrato e; transferência de compostos mutagênicos e carcinogênicos para a cadeia alimentar em decorrência do nitrito (KUNZ; HIGARASHI; OLIVEIRA, 2007).

O fósforo constitui cerca de 0,1% da crosta terrestre e existe em grande parte dos minerais conhecidos, tais como, hidroxiapatita, fluorapatita e ortofosfato (PO_4^{-3} , HPO_4^{-2} , H_2PO_4^- , H_3PO_4). Nos últimos anos, os pesquisadores

têm utilizado uma classificação que agrupa várias formas de fósforo, ou seja, fosfato particulado, fosfato orgânico dissolvido ou ortofosfato ou fosfato reativo, fosfato total dissolvido e fosfato total. O principal problema ambiental relacionado ao aporte de fósforo é a eutrofização dos corpos d'água, que resulta no crescimento de algas e de outros sistemas biológicos (KUNZ; HIGARASHI; OLIVEIRA, 2007).

Embora seja um macronutriente presente nos dejetos de suínos (CERETTA et al., 2005), que apresenta importância significativa para a nutrição de plantas e fertilidade do solo (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1997), alguns especialistas da área (ARAÚJO et al., 2012; DUDA; OLIVEIRA, 2011; RODRIGUES et al., 2010; SANTOS; OLIVEIRA, 2011; VIVAN et al., 2010) não consideraram o potássio em análises de parâmetros físico-químicos de resíduos da suinocultura.

O conteúdo de sólidos totais corresponde à matéria sólida contida nos dejetos e que permanece após a retirada da umidade, ou seja, são resíduos totais constituídos pelos sólidos fixos e sólidos voláteis. Por sua vez, os sólidos voláteis são constituídos pela fração orgânica dos sólidos totais, enquanto que os sólidos fixos se referem à parte inorgânica dos sólidos totais (SANTOS; SCHMIDT; BITENCOURT, 2007).

Nesse contexto, os problemas ambientais advindos dos resíduos da suinocultura apresentam-se como um grande desafio para a cadeia produtiva (KUNZ; HIGARASHI; OLIVEIRA, 2005), principalmente, pelas perspectivas de crescimento do setor, com vistas ao aumento da produção e da produtividade (BARRETO; CAMPOS, 2009; DAGA et al., 2007), sem, no entanto, perder a qualidade ambiental (BARRETO; CAMPOS, 2009). Diante disso, Cabral et al. (2011), Campos et al. (2012) e Daga et al. (2007) alertaram que, visando à sustentabilidade dos sistemas de produção, faz-se necessário adequar as formas de manejo de modo que sejam compatíveis com a legislação ambiental.

Quanto aos aspectos legais, quando se estabelece o licenciamento ambiental para a suinocultura, almeja-se, em curto prazo, com base em uma normativa que atinge a todos, reduzir o potencial poluidor dessa atividade, diminuindo seu impacto ambiental. A legislação ambiental brasileira é composta por diversas leis, decretos, portarias e resoluções, nos níveis federal, estadual e municipal. Entretanto, assim como em outras atividades classificadas como potencialmente poluidoras, não existe no Brasil uma legislação específica para a atividade suinícola. Contudo, esse setor deve obedecer a alguns instrumentos legais que interferem no ordenamento de sua atividade (PALHARES, 2007).

O mesmo autor cita, ainda, as legislações ambientais relacionadas à suinocultura: Lei Federal Nº 6.938 de 21 de agosto de 1981, Resolução Conama Nº 01 de 23 de janeiro de 1986, Resolução Conama Nº 237 de 19 de dezembro de 1997, Resolução Conama Nº 357 de 17 de março de 2005 e Código Florestal.

Conforme descrito por Brasil (1981), a Lei Federal Nº 6.938 de 21 de agosto de 1981, dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação.

Já a Resolução Conama Nº 01 de 23 de janeiro de 1986, dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental (BRASIL, 1986).

Enquanto a Resolução Conama Nº 237 de 19 de dezembro de 1997 dispõe sobre licenciamento ambiental; competência da União, Estados e Municípios; listagem de atividades sujeitas ao licenciamento; Estudos Ambientais, Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto Ambiental (BRASIL, 1997).

E, por fim, a Resolução Conama Nº 357 de 17 de março de 2005, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes (BRASIL, 2005).

De acordo com Palhares (2007), o Código Florestal, também, está relacionado à suinocultura, pelo fato de ele estabelecer como deve se dar o manejo dos recursos da flora no espaço urbano e rural, determinando áreas a serem protegidas e metragens de flora a serem preservadas.

Por isso, conhecer as características da biomassa residual da suinocultura é fundamental, para se determinar os principais parâmetros da tecnologia utilizada para o seu tratamento, pois o sucesso e a eficiência de um sistema na estabilização e na redução do potencial poluidor dessa biomassa são fortemente dependentes dos critérios técnicos adotados (HIGRASHI et al., 2007).

No Brasil, em decorrência das condições ambientais favoráveis, utiliza-se, em geral, o tratamento anaeróbio da biomassa residual, em virtude do baixo custo de operação e à geração de produtos com grande aplicação e bom retorno econômico, destacando-se, nesta linha, os biodigestores (VIVAN et al., 2010) e os reatores UASB (DUDA; OLIVEIRA, 2011; RODRIGUES et al., 2010; SANTOS; OLIVEIRA, 2011; URBINATI; DUDA; OLIVEIRA, 2013).

Atualmente, muitos estudos estão voltados para a compreensão do sistema biológico da biodigestão anaeróbia em biodigestores rurais, pois esse processo é um dos mais promissores no campo da biotecnologia, uma vez que promove a geração de energia renovável (GALBIATTI et al., 2010) e contribui para o saneamento ambiental, garantindo, dessa forma, a sobrevivência e a sustentabilidade da atividade suinícola, nas zonas de produção intensiva (CAMPOS et al., 2012).

Assim, a despeito do manejo e tratamento dos resíduos em biodigestores, tem-se que a análise dos parâmetros físico-químicos são, também, importantes para o monitoramento das condições ambientais do processo de biodigestão anaeróbia (YADVIKA et al., 2004) e, conseqüentemente, na

produção qualitativa do biogás (GALBIATTI et al., 2010; YADVIKA et al., 2004).

É importante considerar, conforme relatado por Kunz, Higarashi e Oliveira (2005), que os resíduos suínos, mesmo após a sua passagem pelos biodigestores, apresentam, ainda, potencial poluidor. Diante disso, Vivan et al. (2010) sugeriram um pós-tratamento em sistemas de lagoas em série.

2.5 Mitigação do impacto ambiental das emissões de metano da suinocultura pelo processo de biodigestão anaeróbia de resíduos

A partir da década de 1980, as questões relativas às mudanças climáticas, aquecimento global e efeito estufa passaram a ocupar lugar de destaque no rol de ameaças ambientais que mais colocam em risco a integridade do planeta. E, desde então, a cada ano, evidências científicas cada vez mais fortes indicam que são as atividades antrópicas, decorrentes do modelo de produção em vigor, um dos fatores mais decisivos para o agravamento dessas ameaças (NISHI et al., 2005).

Dessa forma, a comunidade científica tem um papel-chave em relação a essas questões, pois quando a grande maioria dos pesquisadores concorda no diagnóstico de um problema e é eficiente em comunicá-lo ao público em geral e aos decisores, cria-se a chamada, "comunidade epistêmica", adquirindo, então, peso internacional (VIOLA, 2002).

As emissões antropogênicas dos gases de efeito estufa (gás carbônico, metano, óxido nitroso, dentre outros) vêm sendo associadas à elevação da temperatura média do planeta. As mudanças climáticas tornaram-se grande preocupação para a sociedade mundial, exigindo soluções viáveis para mitigar as emissões antrópicas desses gases com o intuito de reduzir os seus impactos sobre o clima (GODOY, 2013; MOREIRA; GIOMETTI, 2008; NISHI et al., 2005).

Para compreensão dos fenômenos naturais e antropológicos que ocasiona o aquecimento global, faz-se necessário a busca de soluções viáveis de mitigação, bem como soluções existentes e implantadas (GODOY, 2013; NISHI et al., 2005).

Em 1992, a Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (CQNUMC) reconheceu as mudanças climáticas como um problema ambiental de extensão global, que culminou com o Protocolo de Quioto, em 1997 (GODOY, 2013; MOREIRA; GIOMETTI, 2008).

Esse Protocolo propõe três mecanismos de flexibilização, isto é, implementação conjunta, comércio de emissões e Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), que facilitam o compromisso de redução da emissão dos gases de efeito estufa por parte dos países desenvolvidos. Desses mecanismos, o que afeta diretamente os países em desenvolvimento é o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), por meio do qual as nações detentoras de metas podem cumprir seus compromissos de diminuição de emissões investindo em projetos de redução nos países em desenvolvimento (GODOY, 2013; NISHI et al., 2005). Em outras palavras, um país desenvolvido tem duas alternativas: investir em tecnologia mais eficiente em seu próprio país ou utilizar os mecanismos de flexibilização (GODOY, 2013).

Nesse contexto, o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) é uma ferramenta de mitigação do efeito estufa e, ao mesmo tempo, um incentivo ao desenvolvimento sustentável, oferecendo aos países emergentes a possibilidade de se beneficiarem, economicamente, dos projetos de redução de emissões, os quais darão origem aos chamados “créditos de carbono”, que são, basicamente, toneladas de gás carbônico, que deixam de ser emitidas ou são retiradas da atmosfera, e que podem ser negociados no mercado mundial (GODOY, 2013; NISHI et al., 2005; SILVA; DUARTE; SOUZA, 2012).

Para que um projeto seja elegível dentro das regras do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), há necessidade de atendimento a aspectos que, segundo Silva, Duarte e Souza (2012), incluem:

- a) Adicionalidade: um projeto é adicional quando realmente contribui para a redução das emissões de gases do efeito estufa. Para isso, é traçada uma linha de base (*baseline*) na qual é determinado um cenário demonstrando o que aconteceria se a atividade do projeto não existisse. Considerando a linha de base, pode-se determinar a adicionalidade.
- b) Validação: a contribuição para o desenvolvimento sustentável de cada projeto deve ser avaliada pela Autoridade Nacional Designada (no caso do Brasil, é a Comissão Interministerial de Mudança Global do Clima, presidida pelo Ministério da Ciência e Tecnologia). Desta avaliação obtém-se um projeto validado.
- c) Registro do documento de concepção do projeto na Organização das Nações Unidas (ONU): documentos de auxílio para a apresentação de todas as informações, que devem estar contidas neste projeto.
- d) Implantação do projeto: consiste, basicamente, da execução do projeto.
- e) Verificação: revisão periódica das reduções monitoradas das emissões de gases do efeito estufa.
- f) Certificação do desempenho: garantia escrita de que a atividade atingiu as reduções de emissões propostas, num determinado período de tempo.

Sobre os projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), destaca-se que os inventários nacionais, acerca de emissões de gases de efeito

estufa, são organizados de acordo com cinco principais setores, a saber: energia, processos industriais, agropecuária, mudanças do uso da terra e florestas e tratamento de resíduos (CERRI et al., 2010). Em se tratando desses setores, Godoy (2013) reportou que os projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), que tiveram certificado de redução de emissões incluíram os seguintes setores: agricultura, biomassa, geotérmica, redução de halocarbonos e hexafluoretos, resíduos sólidos, redução de óxido nitroso, energia solar, energia eólica, hidrelétrica.

Diante disso, o Protocolo de Quioto, elaborado para estabelecer metas de redução de gases de efeito estufa, possibilita a inserção de biosistemas de produção animal, principalmente os que promovem a geração de grandes quantidades de biomassa residual, como é o caso da suinocultura, no cenário dos projetos de Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (MDL), particularmente, pela implementação de biodigestores (ANGONESE; CAMPOS; WELTER, 2007).

De acordo com Angonese, Campos e Welter (2007) e Massé, Talbot e Gilbert (2011), em biodigestores rurais, as formas de mitigação das emissões de gases de efeito estufa podem ocorrer das seguintes maneiras:

- a) Queima direta do biogás, pois o metano tem potencial de armazenamento de calor 21 vezes maior que o gás carbônico.
- b) Conversão da energia química do biogás em eletricidade.
- c) Produção de biofertilizante.
- d) Venda dos “créditos de carbono”.

Diante do exposto, considerando-se os inventários de emissões e as diretrizes internacionais aceitas pelo Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC (2006), pelas pesquisas realizadas em todo o mundo procuraram-

se analisar o desempenho de projetos de redução de emissões de gases de efeito estufa (ANGONESE; CAMPOS; WELTER, 2007; BAYLIS; PAULSON, 2011; CERRI et al., 2010; CORNEJO; WILKIE, 2010; DONG et al., 2007, 2011; FLESCHE; DESJARDINS; WORTH, 2011; KAPARAJU; RINTALA, 2011; KEY; TALLARD, 2012; MARAÑÓN et al., 2011; MASSÉ; TALBOT; GILBERT, 2011; RECKMANN; TRAULSEN; KRIETER, 2012; SILVA; DUARTE; SOUZA, 2012).

Embora a tecnologia dos biodigestores anaeróbios possibilite a geração de impactos positivos no meio rural, é importante considerar que o projeto de biodigestores requer, inicialmente, um estudo de viabilidade socioeconômico e ambiental. Dentre os estudos, tem-se o inventário da capacidade da geração de biogás, os custos de instalação ou infraestrutura para captação do biogás, equipamentos, manutenção e recursos operacionais. Em geral, os investimentos de exploração do biogás são altos e os retornos financeiros não são imediatos (CERVI; ESPERANCINI; BUENO, 2010; MARTINS; OLIVEIRA, 2011).

2.6 Custo energético de construção de biodigestores para o manejo e tratamento de resíduos da suinocultura

A palavra sustentabilidade é, sem dúvida, uma das mais faladas e comentadas neste novo milênio e, não por acaso, esse conceito tem invadido as mais diversas áreas do conhecimento e setores da economia. Na construção civil, baseando-se na utilização de novos materiais que gerem o menor impacto possível ao meio ambiente e contribuam para o conforto térmico ou a redução do consumo de energia, não é diferente, e há inúmeros exemplos de novos materiais e tecnologias com essa finalidade (MELO et al., 2012; PACHECO; LAMBERTS, 2013).

Sendo assim, a busca por um desenvolvimento sustentável traz a indústria da construção civil a foco, uma vez que esse setor consome energia tanto na fase de construção, quanto ao longo da vida útil das edificações (CHANG; RIES; WANG, 2010).

As edificações rurais variam em tamanho e qualidade, em função da localização geográfica, do tamanho da propriedade, do nível de renda dos proprietários, cultura e tradição local e, ou familiar, do tipo de atividade a ser desenvolvida e seu nível de especialização, e do número de atividades diferentes que o agricultor desenvolve em sua propriedade. Dessa forma, a origem dos materiais ou matérias-primas empregados em uma construção é um dos principais fatores que influenciam seu custo energético (CAMPOS et al., 2003).

No entanto, os mesmos pesquisadores, ainda, esclareceram que estudos, envolvendo o levantamento da energia embutida nas construções e instalações são, ainda, escassos, limitando, de acordo com Santos e Lucas Júnior (2004) e Veloso et al. (2012), a realização de estudos relacionados às análises energéticas em sistemas de produção de animais.

Não obstante, Campos e Campos (2004) salientaram que, na determinação dos fluxos energéticos, principalmente, nos grandes sistemas de produção, o pesquisador deve tipificar as instalações a serem utilizadas na composição dos balanços.

Fernandes e Souza (1982) estimaram a energia empregada na construção de uma residência constituída por três quartos, um banheiro, sala de estar, cozinha, sala de jantar e varanda, utilizando diferentes materiais, tipificando, dessa forma, a residência em dois tipos. Esses pesquisadores observaram que a substituição do tijolo cerâmico pelo de concreto determinou um acréscimo no conteúdo energético de 94.140 MJ. As paredes de tijolo cerâmico foram responsáveis por 66% do consumo energético total, sendo este valor superior ao consumo total da residência que emprega tijolos de concreto.

Doering III (1980) analisou processos de contabilização da energia empregada em construções rurais norte americanas e, apesar de reconhecer que há grandes diferenças entre diversos tipos de instalações e construções, sugeriu valores de 6.260 MJ m^{-2} para residências e 1.710 MJ m^{-2} para construções de serviço.

Em um estudo sobre a estimativa da energia empregada na construção de uma estrutura utilizada para armazenamento de fardos de feno, em um sistema de produção animal, Campos et al. (2003) detectaram que o galpão de armazenamento consumiu um total de $103.327,73 \text{ MJ}$ em sua construção, de onde se obteve o índice energético por área de construção de $587,09 \text{ MJ m}^{-2}$.

Por meio da metodologia da depreciação energética das instalações zootécnicas, durante a sua vida útil, estudos acerca do balanço energético em biosistemas de produção animal, vários autores (ANGONESE et al., 2006; LAMMERS et al., 2012; SANTOS; LUCAS JÚNIOR, 2004; SOUZA et al., 2009; VELOSO et al., 2012) apontaram o consumo energético dessas construções como sendo parte integrante da energia total consumida por estes agroecossistemas.

Diante disso, embasados em informações mais detalhadas propostas por Angonese et al. (2006), Campos et al. (2003), Fernandes e Souza (1982) e Veloso et al. (2012) e desenvolveram cálculos apurados da composição energética de instalações.

Na análise energética de um galpão de suínos em cama sobreposta com $1.489,86 \text{ m}^2$ de área, Veloso et al. (2012) identificaram que a construção do galpão consumiu $1.743.783,37 \text{ MJ}$ em sua construção, de onde se obteve o índice energético de $1.170,43 \text{ MJ m}^{-2}$.

Trabalhando, também, com suínos, Angonese et al. (2006) encontraram um índice energético de $956,03 \text{ MJ m}^{-2}$ para um consumo de 835.880 MJ pelas instalações.

Nesse contexto, a contabilização energética das instalações zootécnicas abre a oportunidade de um campo bastante vasto para a pesquisa no contexto da sustentabilidade das construções (LAMMERS et al., 2012), principalmente para os setores que geram vultosas quantidades de resíduos, como é o caso das criações de animais em regime de confinamento (MIRANDA et al., 2012).

2.7 Análise energética de agroecossistemas

Considerando-se a importância crescente que os sistemas de produção agrícolas mais sustentáveis vêm adquirindo, torna-se importante analisar as eficiências energética e econômica como mais um indicativo da sustentabilidade ambiental, particularmente pelo uso de fluxos de energia não renovável, e a sustentabilidade econômica, condição para a permanência dos produtores agrícolas na atividade (SOUZA et al., 2009).

2.7.1 A energia

Energia pode ser definida como a capacidade de produzir trabalho e a Primeira Lei da Termodinâmica apregoa que se a energia se conserva, ela não pode ser produzida, apenas transformada de um tipo em outro, ou seja, o que há sempre é conversão de energia (PASSOS, 2009).

Toda e qualquer atividade de uma célula ou organismo vivo requer energia. A energia flui desde sua fonte original, o Sol, para os seres vivos e, daí, entre as células individuais. A vida na Terra depende de uma constante absorção de energia do sol e, se privada dessa energia, a vida pára (BATTASTINI; ZANIN; BRAGANHOL, 2011).

Há, portanto, uma interdependência entre os seres vivos e o meio ambiente e entre os próprios seres vivos para obtenção dessa energia. É

conhecido que os seres vivos diferem quanto à forma de obtenção de energia. De maneira simplificada, pode-se dizer que existem os seres produtores (autotróficos), os quais obtêm energia diretamente do sol, transformam essa energia e a "armazenam" na forma de moléculas orgânicas por meio da fotossíntese. Além dos organismos autotróficos, os seres heterotróficos (consumidores) dependem dos autotróficos para obter energia na forma dessas moléculas orgânicas ricas em energia (BATTASTINI; ZANIN; BRAGANHOL, 2011; DAMINELI; DAMINELI, 2007).

Num sentido bastante amplo, pode-se dizer que, com exceção da energia nuclear, todas as outras fontes, renováveis ou não, são apenas diferentes formas de energia solar (VICHI; MANSOR, 2009).

O desenvolvimento das civilizações e da própria História do Homem esteve e está profundamente influenciado pela busca e descoberta de novas fontes geradoras de energia (GALBIATTI et al., 2010).

A energia é essencial à vida humana (GOLDEMBERG, 2000; GOLDEMBERG; LUCON, 2007) e, inclusive, consiste de um parâmetro que mede o índice de desenvolvimento de um país ou região (GOLDEMBERG, 2000). Nas sociedades primitivas seu custo era praticamente zero. A energia era obtida da lenha das florestas, para aquecimento e atividades domésticas, como cozinhar. Aos poucos, porém, o consumo de energia foi crescendo tanto que outras fontes se tornaram necessárias. Durante a Idade Média, as energias de cursos d'água e dos ventos foram utilizadas, mas em quantidades insuficientes para suprir as necessidades de populações crescentes, sobretudo, nas cidades. E, após a Revolução Industrial, foi preciso usar mais carvão, petróleo e gás natural (GOLDEMBERG; LUCON, 2007).

Em resumo, na medida em que ficavam mais problemáticas, as antigas fontes de energia iam sendo complementadas – senão substituídas – por novas fontes, mais eficientes: a força muscular foi complementada pela energia das

águas e pela tração animal, que foi complementada pela energia eólica e pela lenha, que cedeu lugar ao carvão, que foi complementado pelo petróleo – ou por este substituído, na indústria, nos transportes e nos modernos sistemas agroindustriais (CARVALHO, 2008).

Normalmente, as questões de energia de um país são analisadas utilizando como referência a sua matriz energética, que, numa definição simplificada, consiste de uma descrição de toda a produção e consumo de energia, discriminada por fonte de produção e setores de consumo (VICHI; MANSOR, 2009). A avaliação da matriz energética, ao longo do tempo, é fundamental para a orientação do planejamento do setor energético, que tem de garantir a produção e o uso adequado da energia produzida, permitindo, inclusive, as projeções futuras. Além disso, uma informação importante, obtida com base na análise de uma matriz energética, é a quantidade de recursos naturais que está sendo utilizada, pois dispor desta informação permite avaliar se a utilização destes recursos está sendo feita de forma racional (TOLMASQUIM; GUERREIRO; GORINI, 2007).

Dessa forma, a partir da Revolução Industrial, foi constatado que os combustíveis fósseis (petróleo, carvão mineral e gás natural) propiciaram o crescimento necessário para o funcionamento da sociedade industrial, responsável pela maior expansão da economia em toda a história (GOLDEMBERG, 2009; LEITÃO, 2013; TOLMASQUIM; GUERREIRO; GORINI, 2007).

Considerando-se os dados da International Energy Agency (Agência Internacional de Energia), tem-se que os requisitos globais de energia são fortemente dependentes dos combustíveis fósseis, os quais são representados, em ordem decrescente pelo petróleo, carvão mineral e gás natural (INTERNATIONAL ENERGY AGENCY - IEA, 2014).

Entretanto, as crises energéticas inerentes do setor, verificadas ao longo dos anos (ZHENG et al., 2010) e o problema do aquecimento global, que decorre, em sua maior parte, da queima de energia fóssil, são considerados como dois graves problemas mundiais, fazendo surgir, nos mais variados setores da sociedade, um interesse crescente por fontes renováveis de energia (GOLDEMBERG; LUCON, 2007; ZHENG et al., 2010). Nesse sentido, o Brasil apresenta uma condição bastante favorável quanto ao restante do mundo, por possuir em sua matriz energética elevada percentagem de energias renováveis, representada, principalmente, pela hidreletricidade, além de uma vasta área territorial, localizada na região tropical, que permite o desenvolvimento de diversas atividades agropecuárias geradoras de biomassa energética (GOLDEMBERG; LUCON, 2007).

Desse modo, é notória a necessidade de se explorar e desenvolver estas fontes de energia, pois são imperativos do mundo moderno poupar os recursos naturais e poluir menos. Neste contexto, o interesse pela utilização da biomassa como fonte de energia sustentável vem aumentando nos últimos anos, uma vez que a biomassa pode ser convertida em várias formas de energia, como calor, vapor, eletricidade, hidrogênio, biogás e biocombustíveis, que são alternativas ao uso dos combustíveis fósseis (CONVERTI et al., 2009).

Wood e Hall (1995) definiram a biomassa como sendo resíduos de origem orgânica, que não foram fossilizados, mas que têm potencialidade de serem utilizados como combustível. Para Zheng et al. (2009), biomassa é todo material composto de resíduos lignocelulósicos (resíduos sólidos urbanos, florestais e agrícolas), estrume e resíduos alimentares.

Desse modo, em decorrência das atividades antrópicas, a geração de resíduos vem aumentando a níveis tão alarmantes que a sociedade, de um modo geral, tem se tornado sensível diante dos problemas ambientais ocasionados por estes materiais, se não forem devidamente manejados. Há poucos anos, os

resíduos gerados pelo homem não representavam problema, pois a própria natureza era capaz de reciclá-los no ambiente. Atualmente, porém, a geração de resíduos é tão abundante e tão localizada, que a capacidade de sua degradação natural é insuficiente e, neste sentido, várias técnicas de tratamento devem ser aplicadas (MARCOS et al., 2010).

Nesse contexto, merecem menção os biosistemas de produção animal, principalmente, os sistemas de criações confinados, como é o caso da atividade suinícola, que, em decorrência da grande concentração de animais em pequenas áreas, promove a geração de vultosas quantidades de resíduos (ANGONESE; CAMPOS; WELTER, 2007).

Além da poluição ambiental, há de se considerar, também, o desperdício da energia, quando não se aproveitam os resíduos (PRADO; CAMPOS; SILVA, 2010).

Diante disso, é preciso descentralizar a geração de energia, aproveitando as fontes limpas e renováveis. A nova economia, cujo valor está na produção do conhecimento e da informação, deverá funcionar com base em energias produzidas localmente, invertendo a lógica que até agora prevalece de que ao cidadão só é dado o direito de consumir, nunca o de produzir sua própria energia (LEITÃO, 2013).

2.7.2 Consumo de energia pelas atividades agropecuárias

Energia e produção de alimentos estão de tal forma interrelacionadas que as atividades agropecuárias são caracterizadas pela conversão e pelo consumo de energia. A conversão energética é expressa nos alimentos, fibras, combustíveis (etanol e biodiesel) e resíduos orgânicos. Por outro lado, o consumo energético do setor agropecuário é representado pelas energias encontradas livremente na natureza, tais como energia solar, ar, água, nutrientes

orgânicos e minerais do solo, e pelas energias adicionadas pelo homem, a exemplo das forças humana e animal, fertilizantes e óleo diesel (CAMPOS; CAMPOS, 2004).

Assim, considerando o consumo de energia pelas atividades agropecuárias, visando à análise energética, os mesmos pesquisadores classificaram as entradas de energia, descrevendo:

- a) Uma forma de classificação das entradas de energia é a divisão nas categorias “Biológica”, “Fóssil” e “Industrial”. Na primeira, consideraram-se as energias humana e animal, resíduos de animais e da agroindústria, sementes e mudas, alimentos para animais, adubação verde e cobertura morta; na segunda, os produtos e subprodutos do petróleo, tidos como fontes de energia primária, incluindo adubos químicos e agrotóxicos; e na terceira, são incluídas as máquinas e equipamentos agrícolas à tração mecânica e animal e a energia elétrica.
- b) A energia consumida na agricultura pode apresentar, ainda, a seguinte classificação: energia que não é utilizada diretamente pelo processo produtivo, ou seja, aquela utilizada pelo homem para seu bem-estar (iluminação, aparelhos eletrodomésticos, etc.) e nos trabalhos após a colheita (operações de beneficiamento, transporte, dentre outras); energia utilizada em operações agrícolas que tornam possível o processo produtivo ou que o torna mais eficiente, mas não fazem parte do produto final, como a fornecida pela mão-de-obra, pelos animais de trabalho e pelas máquinas em operações de aração, gradagem, semeadura, adubação, aplicação de agrotóxicos, podas, capinas e colheita; energia convertida em produto final, gasta na manutenção e no crescimento de animais e plantas ou que será

armazenada na forma de alimento ou de material combustível, incluindo-se a energia solar utilizada na fotossíntese, e a contida nos nutrientes do solo e nos fertilizantes (ou nos alimentos, no caso de animais).

c) Divisão da energia nas categorias direta e indireta.

Desse modo, conforme destacaram Campos e Campos (2004), a forma de classificação da energia mais usual tem sido a sua divisão em energia direta e energia indireta, conforme foi observado nos trabalhos de Angonese et al. (2006), Biaggioni e Bovolenta (2010), Campos et al. (2004, 2005, 2009), Frigo et al. (2011), Jasper et al. (2010), Melo et al. (2007), Santos e Lucas Júnior (2004), Souza et al. (2009) e Veloso et al. (2012), entre vários outros.

Pelo que foi exposto, verifica-se que o uso da energia tem se intensificado ao longo da história da humanidade, a tal ponto que se começa a sentir as grandes limitações econômicas com a sua escassez (SANTOS et al., 2000).

A chamada “revolução verde” eclodiu graças aos fertilizantes e pesticidas de origem petroquímica e à mecanização das atividades rurais, alimentada por combustíveis derivados do petróleo. Essa revolução permitiu que a agricultura, os sistemas de transporte de cargas e conservação, bem como a comercialização de produtos agrícolas sustentassem uma explosão demográfica que, dos anos 1950 para cá, isto é, em pouco menos de 60 anos, elevou a população mundial de 2,5 bilhões para 6,5 bilhões de habitantes, sobre bases fisicamente insustentáveis em longo prazo (CARVALHO, 2008).

O aumento do uso da energia consumida na agropecuária, combinado com a elevação dos custos e com possíveis armazenamentos para o futuro tem levado à necessidade de se obter sistemas mais eficientes na utilização desse recurso (SANTOS et al., 2000).

2.7.3 Análise energética (balanço energético) de agroecossistemas

Na busca por uma agricultura que vise a uma maior interação de todos os seus componentes, o desenvolvimento sustentável é definido como sendo um processo dinâmico destinado a satisfazer as necessidades atuais sem comprometer, no entanto, a capacidade das gerações futuras de atenderem as suas próprias necessidades. Desse modo, uma agricultura sustentável não depende somente de um, mas, sim, de um conjunto de fatores ecológicos e socioeconômicos, atuando interativamente, entre os quais estão aqueles associados ao uso da energia. Sob esse ponto de vista, é de interesse a análise de origem e da eficiência do uso da energia nos sistemas de produção animal e vegetal e, sob uma perspectiva mais ampla, da distribuição do uso da energia nas diferentes regiões do mundo (KOZIOSKI; CIOCCA, 2000).

Assim, o estudo da energia empregada em sistemas agrícolas, seus fluxos, distribuição e conversão constituem importante instrumental para a avaliação da sustentabilidade desses sistemas, principalmente, considerando as crises no setor energético. Esse procedimento possibilita a determinação dos processos, materiais e equipamentos de maior consumo energético, indicando opções de economia (ANGONESE et al., 2006; CAMPOS et al., 2003, 2004, 2005; SOUZA et al., 2009; VELOSO et al., 2012).

Entretanto, dos debates estabelecidos nos últimos anos sobre a questão energética, pouca importância se deu ao balanço energético dos sistemas produtivos. Considerações maiores têm sido efetuadas na busca por novas fontes, baseando-se em culturas com alto potencial de produção calórica (CAMPOS et al., 2005).

A importância da análise energética nos sistemas agropecuários vem sendo demonstrada por diversos pesquisadores (ANGONESE et al., 2006; BIAGGIONI; BOVOLENTA, 2010; CAMPOS et al., 2003, 2004, 2005, 2009; FRIGO et al., 2011; JASPER et al., 2010; MELO et al., 2007; SANTOS; LUCAS JÚNIOR, 2004; SOUZA et al., 2009; VELOSO et al., 2012) e se baseia no princípio físico de conservação de energia, também, conhecido como primeiro princípio da termodinâmica, ou seja, a variação de energia em um processo pode ser explicada pelo balanço de energia, isto é, entradas e saídas de energia (ANGONESE et al., 2006).

Essa análise constitui em promissora abordagem técnica para se avaliar e investigar problemas relacionados à sustentabilidade e eficiência de sistemas agrícolas (ANGONESE et al., 2006; CAMPOS et al., 2003, 2004, 2005; SOUZA et al., 2009; VELOSO et al., 2012).

A análise energética, colocada em termos de balanço, tem sido objeto de estudo de pesquisadores no desenvolvimento de metodologias destinadas a contabilizar as energias convertidas (outputs) e as consumidas (inputs), em um determinado sistema de produção. Os fluxos energéticos inerentes a qualquer sistema expressam unidades calóricas por unidade de tempo, de massa, ou de área, traduzindo em análise de eficácia produtiva dos inputs calóricos daquele sistema. Esses são elementos fundamentais no cálculo da eficiência energética, representada por um índice que indica quantas unidades de energia são produzidas para cada unidade investida no processo produtivo Biaggioni e Bovolenta (2010).

Nesse contexto, a avaliação de biosistemas sob a ótica de seus fluxos energéticos pode ser um instrumento para análise energética ou balanço energético em sistemas de produção de suínos, que geram grandes quantidades de resíduos (ANGONESE et al., 2006; SOUZA et al., 2009; VELOSO et al., 2012), haja vista que todo processo de produção gera resíduos e todo resíduo

armazena em si energia e, nesse âmbito, os sistemas de produção suínícolas, podem reverter estes resíduos em energia, diminuir seu custo de produção e funcionar de forma energeticamente equilibrada (SANTOS; LUCAS JÚNIOR, 2004; SOUZA et al., 2009; VELOSO et al., 2012).

Contudo, são necessários mais estudos para incrementar os dados disponíveis na literatura sobre a eficiência energética das atividades agropecuárias (SANTOS; LUCAS JÚNIOR, 2004; VELOSO et al., 2012), particularmente, no setor suínícola (VELOSO et al., 2012).

3 CONSIDERAÇÕES GERAIS

Em tempos de adequação à legislação ambiental e na busca pela sustentabilidade, o processo de biodigestão anaeróbia pela implementação de biodigestores representa uma opção para o manejo e tratamento da biomassa residual da atividade suinícola, produzindo a geração de impactos positivos no meio rural.

Os biodigestores anaeróbios possibilitam a captura de metano e de outros gases de efeito estufa, que seriam emitidos diretamente para a atmosfera, promovendo, dessa forma, a inserção de biosistemas de produção animal, como é o caso da suinocultura, no cenário de projetos de Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (MDL), instigando estudos envolvendo as estimativas de cálculo das emissões de metano.

Embora os estudos acerca do consumo energético em instalações sejam ainda escassos, principalmente, quando se trata de biodigestores anaeróbios, pesquisas nessa área poderão incrementar os dados disponíveis na literatura, a fim de fornecer subsídios para o balanço energético de agroecossistemas, que promovem a geração de grandes quantidades de resíduos, a exemplo dos sistemas de produção de suínos.

A análise dos fluxos de energia consiste de importante instrumental para avaliação da sustentabilidade de um agroecossistema, principalmente, para as unidades de produção de suínos, que são dependentes de energia em todos os seus aspectos.

Como toda tecnologia, o processo de biodigestão anaeróbia em biodigestores enfrenta, ainda, algumas dificuldades que incluem o elevado custo de capital, envolvendo os biodigestores, a falta de políticas que estimulem o desenvolvimento das energias renováveis, bem como a falta de conhecimento,

principalmente, por parte dos usuários, de alguns mecanismos microbiológicos, que são vitais ao bom funcionamento do processo.

REFERÊNCIAS

ANGONESE, A. R.; CAMPOS, A. T.; WELTER, R. A. Potencial de redução de emissão de equivalente de carbono de uma unidade suinícola com biodigestor. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n. 3, p. 648-657, 2007.

ANGONESE, A. R. et al. Eficiência energética de sistema de produção de suínos com tratamento dos resíduos em biodigestor. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 3, p. 745-750, jul./set. 2006.

ARAÚJO, I. S. et al. Avaliação de sistema de tratamento de dejetos suínos instalado no estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 16, n. 7, p. 745-753, jul. 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA E EXPORTADORA DE CARNE SUÍNA. **Relatório anual 2013**. Disponível em: <http://www.abipecs.org.br/uploads/relatorios/relatorios-associados/ABIPECS_relatorio_2012_pt.pdf>. Acesso em: 2 fev. 2014.

BARRETO, A. C.; CAMPOS, C. M. M. Avaliação de um sistema de irrigação autopropelido aplicando água residuária de suinocultura. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 33, p. 1752-1757, 2009. Edição especial.

BATTASTINI, A. M. O.; ZANIN, R. F.; BRAGANHOL, E. Recentes avanços no estudo das enzimas que hidrolisam o ATP extracelular. **Ciência e Cultura**, São Paulo, v. 63, n. 1, p. 26-28, jan. 2011.

BAYLIS, K.; PAULSON, N. D. Potential for carbon offsets from anaerobic digesters in livestock production. **Animal Feed Science and Technology**, Amsterdam, v. 166/167, n. 23, p. 446-456, June 2011.

BIAGGIONI, M. A. M.; BOVOLenta, F. C. Balanço energético comparativo para rotas de escoamento de soja. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 4, p. 587-599, jul./ago. 2010.

BORHAN, M. S. et al. Greenhouse gas emissions from housing and manure management systems at confined livestock operations. In: REBELLÓN, L. F. M. (Ed.). **Waste management: an integrated vision**. Rijeka: InTech, 2012. p. 259-296.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Lei Federal nº 6.938**, de 21 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Brasília, 1981. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/16938.htm>. Acesso em: 10 mar. 2014.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 001**, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para o Relatório de Impacto Ambiental - RIMA. Brasília, 1986. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res0186.html>>. Acesso em: 10 mar. 2014.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 237**, de 19 de dezembro de 1997. Dispõe sobre licenciamento ambiental; competência da União, Estados e Municípios; listagem de atividades sujeitas a licenciamento; Estudos Ambientais, Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto Ambiental. Brasília, 1997. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res97/res23797.html>>. Acesso em: 10 mar. 2014.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 357**, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 10 mar. 2014.

CABRAL, J. R. et al. Impacto da água residuária de suinocultura no solo e na produção de capim-elefante. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 8, p. 823-831, 2011.

CALDARA, F. R. et al. Behavior, performance and physiological parameters of pigs reared in deep bedding. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 32, n. 1, p. 38-46, jan./fev. 2012.

CAMPOS, A. T.; CAMPOS, A. T. Balanços energéticos agropecuários: uma importante ferramenta como indicativo de sustentabilidade de agroecossistemas. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 34, n. 6, p. 1977-1985, nov./dez. 2004.

CAMPOS, A. T. et al. Análise energética da produção de soja em sistema plantio direto. **Global Science and Technology**, Rio Verde, v. 2, n. 2, p. 38-44, maio/ago. 2009.

CAMPOS, A. T. et al. Análise energética na produção de feno de *Cynodondactylon*(L.) PERS. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 2, p. 349-358, maio/ago. 2005.

CAMPOS, A. T. et al. Balanço energético na produção de feno de alfafa em sistema intensivo de produção de leite. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 34, n. 1, p. 245-251, jan./fev. 2004.

CAMPOS, A. T. et al. Custo energético de construção de uma instalação para armazenagem de feno. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 33, n. 4, p. 667-672, jul./ago. 2003.

CAMPOS, A. T. et al. Nitrogen fertilization by deep-bedding swine production and its effects on the properties of a quartzarenicneosol. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 32, n. 4, p. 756-764, jul./ago. 2012.

CARVALHO, J. F. Combustíveis fósseis e insustentabilidade. **Ciência e Cultura**, São Paulo, v. 60, n. 3, p. 30-33, set. 2008.

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. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 6, p. 1287-1295, nov./dez. 2005.

CERRI, C. C. et al. Greenhouse gas mitigation options in Brazil for land-use change, livestock and agriculture. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 67, n. 1, p. 102-116, jan./fev. 2010.

CERVI, R. G.; ESPERANCINI, M. S. T.; BUENO, O. C. Viabilidade econômica da utilização do biogás produzido em granja suinícola para geração de energia elétrica. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 5, p. 831-844, set./out. 2010.

CHAE, K. J. et al. The effects of digestion temperature and temperature shock on the biogas yields from the mesophilic anaerobic digestion of swine manure. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 99, n. 1, p. 1-6, 2008.

CHANG, Y.; RIES, R. J.; WANG, Y. The embodied energy and environmental emissions of construction projects in China: an economic input-output LCA model. **Energy Policy**, Surrey, v. 38, n. 11, p. 6597-6603, Nov. 2010.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: UFMG, 1997. 246 p.

CONVERTI, A. et al. Biogas production and valorization by means of a two-step biological process. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 100, n. 23, p. 5771-5776, 2009.

CORNEJO, C.; WILKIE, A. C. Greenhouse gas emissions and biogas potential from livestock in Ecuador. **Energy for Sustainable Development**, Bangalore, v. 14, n. 4, p. 256-266, Dec. 2010.

COSTA, Z. F.; BUENO, O. C. Análise das eficiências energética e econômica da produção de leite bovino em explorações familiares na região de Botucatu, Estado de São Paulo. **Revista de Economia Agrícola**, São Paulo, v. 57, n. 2, p. 37-48, abr./jun. 2010.

DAGA, J. et al. Análise da adequação ambiental e manejo dos dejetos de instalações para suinocultura em propriedades na região Oeste do Paraná. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n. 3, p. 587-595, 2007.

DAMINELI, A.; DAMINELI, D. S. C. Origens da vida. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 21, n. 59, p. 263-284, jan./abr. 2007.

DOERING III, O. C. Accounting for energy in farm machinery and buildings. In: PIMENTEL, D. (Ed.). **Handbook of energy utilization in agriculture**. Boca Raton: CRC, 1980. p. 9-14.

DONG, H. et al. Greenhouse gas emissions from swine barns of various production stages in suburban Beijing, China. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 41, n. 11, p. 2391-2399, Apr. 2007.

DONG, H. et al. Greenhouse gas emissions from swine manure stored at different stack heights. **Animal Feed Science and Technology**, Amsterdam, v. 166/167, n. 23, p. 557-561, June 2011.

DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. Reatores anaeróbios operados em batelada sequencial seguidos de lagoas de polimento, para o tratamento de águas residuárias de suinocultura: parte I, produção de metano e remoção de DQO e de sólidos suspensos. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 29, n. 1, p. 122-134, jan./mar. 2009.

DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB e filtro anaeróbio em série seguidos de filtro biológico percolador. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 16, n. 1, p. 91-100, jan./mar. 2011.

ESPERANCINI, M. S. T. et al. Viabilidade técnica e econômica da substituição de fontes convencionais de energia por biogás em assentamento rural do estado de São Paulo. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n. 1, p. 110-118, 2007.

FANTOZZI, F.; BURATTI, C. Biogas production from different substrates in an experimental Continuously Stirred Tank Reactor anaerobic digester. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 100, n. 23, p. 5783-5789, 2009.

FERNANDES, M. P.; SOUZA, A. M. T. Balanço energético: o consumo de energia na construção civil. **Revista Brasileira de Tecnologia**, Brasília, v. 13, n. 3, p. 22-36, 1982.

FLESCHE, T. K.; DESJARDINS, R. L.; WORTH, D. Fugitive methane emissions from an agricultural biodigester. **Biomass and Bioenergy**, Oxford, v. 35, n. 9, p. 3927-3935, Oct. 2011.

FLORENTINO, H. O. Mathematical tool to size rural digesters. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 60, n. 1, p. 185-190, 2003.

FRIGO, M. S. et al. Custos energéticos do agroecossistema pinhão-mansão e milho: comparativo entre o sistema de condução de sequeiro e o irrigado. **Revista Energia na Agricultura**, Botucatu, v. 26, n. 2, p. 87-102, abr./jun. 2011.

GALBIATTI, J. A. et al. Estudo qualiquantitativo do biogás produzido por substratos em biodigestores tipo batelada. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 4, p. 432-437, 2010.

GARCIA, M. A. Ecologia aplicada a agroecossistemas como base para a sustentabilidade. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 22, n. 213, p. 30-38, nov./dez. 2001.

GILROYED, B. H. et al. Anaerobic digestion of specified risk materials with cattle manure for biogas production. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 101, n. 15, p. 5780-5785, 2010.

GODOY, S. G. M. Projetos de redução de emissões de gases de efeito estufa: desempenho e custos de transação. **Revista de Administração**, São Paulo, v. 48, n. 2, p. 310-326, abr./jun. 2013.

GOLDEMBERG, J. Biomassa e energia. **Química Nova**, São Paulo, v. 32, n. 3, p. 582-587, 2009.

GOLDEMBERG, J. Pesquisa e desenvolvimento na área de energia. **São Paulo em Perspectiva**, São Paulo, v. 14, n. 3, p. 91-97, jul./set. 2000.

GOLDEMBERG, J.; LUCON, O. Energia e meio ambiente no Brasil. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 21, n. 59, p. 7-20, jan./abr. 2007.

HIGARASHI, M. M. et al. Concentração de macronutrientes e metais pesados em maravalha de unidade de suínos em cama sobreposta. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 3, p. 311-317, 2008.

HIGARASHI, M. M.; KUNZ, A.; MATTEI, R. M. Aplicação de adsorção para remover amônia de efluentes suinícolas pré-tratados. **Química Nova**, São Paulo, v. 31, n. 5, p. 1156-1160, 2008.

HIGARASHI, M. M.; KUNZ, A.; OLIVEIRA, P. A. V. Redução da carga poluente: sistemas de tratamento. In: SEGANFREDO, M. A. (Ed.). **Gestão ambiental na suinocultura**. Brasília: EMBRAPA Informação Tecnológica, 2007. p. 119-148.

HOLM-NIELSEN, J. B.; AL SEADI, T.; OLESKOWICZ-POPIEL, P. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 100, n. 22, p. 5478-5484, 2009.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Emissions from livestock and manure management. In: _____. **Guidelines for national greenhouse gas inventories**. Geneva, 2006. chap. 10.

INTERNATIONAL ENERGY AGENCY. **Key world energy statistics 2013**.

Disponível em:

<<http://www.iea.org/publications/freepublications/publication/name,31287,en.html>>. Acesso em: 9 mar. 2014.

JASPER, S. P. et al. Análise energética da cultura do crambe (*Crambe abyssinica* Hochst) produzida em plantio direto. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 3, p. 395-403, maio/jun. 2010.

KAPARAJU, P.; RINTALA, J. Mitigation of greenhouse gas emissions by adopting anaerobic digestion technology on dairy, sow and pig farms in Finland. **Renewable Energy**, Oxford, v. 36, n. 1, p. 31-41, Jan. 2011.

KEY, N.; TALLARD, G. Mitigating methane emissions from livestock: a global analysis of sectoral policies. **Climatic Change**, Dordrecht, v. 112, n. 2, p. 387-414, May 2012.

KIZILASLAN, N.; KIZILASLAN, H. Turkey's biogas energy potential: part B. **Energy Sources**, New York, v. 2, n. 3, p. 277-286, 2007.

KOZIOSKI, G. V.; CIOCCA, M. L. S. Energia e sustentabilidade em agroecossistemas. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 30, n. 4, p. 737-745, 2000.

KUNZ, A. et al. Effect of storage time on swine manure solid separation efficiency by screening. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 100, n. 5, p. 1815-1818, 2009.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. V. Redução da carga poluente: a questão dos nutrientes. In: SEGANFREDO, M. A. (Ed.). **Gestão ambiental na suinocultura**. Brasília: EMBRAPA Informação Tecnológica, 2007. p. 103-118.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. V. Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 22, n. 3, p. 651-665, 2005.

KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 100, n. 22, p. 5485-5489, 2009.

LAMMERS, P. J. et al. Energy use in pig production: an examination of current Iowa systems. **Journal of Animal Science**, Champaign, v. 90, n. 3, p. 1056-1068, Mar. 2012.

LANSING, S.; BOTERO, R. B.; MARTIN, J. F. Waste treatment and biogas quality in small-scale agricultural digesters. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 99, n. 13, p. 5881-5890, 2008.

LEITÃO, S. Energia, um debate vital para o país. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 27, n. 77, p. 207-216, 2013.

LEITE, G. F.; CUNHA NETO, F. R.; RESENDE, A. V. Produtividade agrícola da cana-de-açúcar adubada com dejetos líquidos de suínos. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 33, n. 1, p. 132-138, jan./fev. 2009.

LIU, G. et al. Effect of feed to inoculum ratios on biogas yields of food and green wastes. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 100, n. 21, p. 5103-5108, 2009.

LUSTE, S.; LUOSTARINEN, S. Anaerobic co-digestion of meat-processing by-products and sewage sludge: effect of hygienization and organic loading rate. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 101, n. 8, p. 2657-2664, 2010.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319 p.

MARAÑÓN, E. et al. Reducing the environmental impact of methane emissions from dairy farms by anaerobic digestion of cattle waste. **Waste Management**, Oxford, v. 31, n. 8, p. 1745-1751, Aug. 2011.

MARCOS, A. et al. Combustible gas production (methane) and biodegradation of solid and liquid mixtures of meat industry wastes. **Applied Energy**, Oxford, v. 87, n. 5, p. 1729-1735, 2010.

MARTINS, F. M.; OLIVEIRA, P. A. V. Análise econômica da geração de energia elétrica a partir do biogás na suinocultura. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 31, n. 3, p. 477-486, maio/jun. 2011.

MASSÉ, D. et al. Methane yield from switchgrass harvested at different stages of development in Eastern Canada. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 101, n. 24, p. 9536-9541, 2010.

MASSÉ, D. I.; TALBOT, G.; GILBERT, Y. On farm biogas production: a method to reduce GHG emissions and develop more sustainable livestock operations. **Animal Feed Science and Technology**, Amsterdam, v. 166/167, n. 23, p. 436-445, June 2011.

MELO, A. P. et al. Assessing the accuracy of a simplified building energy simulation model using BESTEST: the case study of Brazilian regulation. **Energy and Buildings**, Lausanne, v. 45, p. 219-228, Feb. 2012.

MELO, D. et al. Balanço energético do sistema de produção de soja e milho em uma propriedade agrícola do Oeste do Paraná. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v. 29, n. 2, p. 173-178, 2007.

MIELE, M.; WAQUIL, P. D. Estrutura e dinâmica dos contratos na suinocultura de Santa Catarina: um estudo de caso múltiplos. **Estudos Econômicos**, São Paulo, v. 37, n. 4, p. 817-847, 2007.

MIRANDA, A. P. et al. Anaerobic biodigestion of pigs feces in the initial, growing and finishing stages fed with diets formulated with corn or sorghum. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 32, n. 1, p. 47-59, jan./fev. 2012.

MOREIRA, H. M.; GIOMETTI, A. B. R. O protocolo de Quioto e as possibilidades de inserção do Brasil no mecanismo de desenvolvimento limpo por meio de projetos em energia limpa. **Contexto Internacional**, Rio de Janeiro, v. 30, n. 1, p. 9-47, jan./abr. 2008.

NIELSEN, H. B.; ANGELIDAKI, I. Strategies for optimizing recovery of the biogas process following ammonia inhibition. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 99, n. 17, p. 7995-8001, 2008.

NISHI, M. H. et al. Influência dos créditos de carbono na viabilidade financeira de três projetos florestais. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 29, n. 2, p. 263-270, mar./abr. 2005.

ODUM, H. T. **Environmental accounting: energy and decision making**. New York: J. Wiley, 1995. 384 p.

OLIVEIRA, P. A. V. Modelo matemático para estimar a evaporação d'água contida nos dejetos, em sistemas de criação de suínos sobre cama de maravalha e piso ripado, nas fases de crescimento e terminação. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 23, n. 3, p. 398-406, 2003.

OLIVEIRA, R. A.; DUDA, R. M. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator anaeróbio operado em batelada sequencial. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 4, p. 533-542, out./dez. 2009.

OLIVEIRA, R. A.; SANTANA, A. M. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em dois estágios seguidos de reator operado em batelada sequencial (RBS). **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 31, n. 1, p. 178-192, jan./fev. 2011.

ORRICO, A. C. A.; LUCAS JÚNIOR, J.; ORRICO JÚNIOR, M. A. P. Caracterização e biodigestão anaeróbia dos dejetos de caprinos. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n. 3, p. 639-647, set./dez. 2007.

ORRICO JÚNIOR, M. A. P.; ORRICO, A. C. A.; LUCAS JÚNIOR, J. Biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos com e sem separação da fração sólida em diferentes tempos de retenção hidráulica. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 29, n. 3, p. 474-482, jul./set. 2009.

ORRICO JÚNIOR, M. A. P.; ORRICO, A. C. A.; LUCAS JÚNIOR, J. Biodigestão anaeróbia dos resíduos da produção avícola: cama de frangos e carcaças. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 3, p. 546-554, maio/jun. 2010.

ORRICO JÚNIOR, M. A. P.; ORRICO, A. C. A.; LUCAS JÚNIOR, J. Produção animal e o meio ambiente: uma comparação entre potencial de emissão de metano dos dejetos e a quantidade de alimento produzido. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 31, n. 2, p. 399-410, mar./abr. 2011.

PACHECO, M.; LAMBERTS, R. Assessment of technical and economical viability for large-scale conversion of single family residential buildings into zero energy buildings in Brazil: climatic and cultural considerations. **Energy Policy**, Surrey, v. 63, p. 716-725, Dec. 2013.

PALHARES, J. C. P. Legislação ambiental e suinocultura: barreiras, leis e futuro. In: SEGANFREDO, M. A. (Ed.). **Gestão ambiental na suinocultura**. Brasília: EMBRAPA Informação Tecnológica, 2007. p. 37-101.

PASSOS, J. C. Os experimentos de Joule e a primeira lei da termodinâmica. **Revista Brasileira de Ensino de Física**, São Paulo, v. 31, n. 3, p. 3603-3608, jul./set. 2009.

PIMENTEL, D. Energy flow in agroecosystems. In: LOWRANCE, R.; STINNER, B. R.; HOUSE, G. F. (Ed.). **Agricultural ecosystems: unifying concepts**. New York: J. Wiley, 1984. p. 121-132.

PRADO, M. A. C.; CAMPOS, C. M. M. Produção de biogás no tratamento dos efluentes líquidos do processamento de *Coffee arábica* L. em reator anaeróbico uasb para o potencial aproveitamento na secagem do café. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 32, n. 3, p. 938-947, maio/jun. 2008.

PRADO, M. A. C.; CAMPOS, C. M. M.; SILVA, J. F. Estudo da variação da concentração de metano no biogás produzido a partir de águas residuárias do café. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 34, n. 2, p. 475-484, mar./abr. 2010.

RECKMANN, K.; TRAULSEN, I.; KRIETER, J. Environmental impact assessment: methodology with special emphasis on European pork production. **Journal of Environmental Management**, New York, v. 107, n. 30, p. 102-109, Sept. 2012.

RODRIGUES, L. S. et al. Avaliação de desempenho de reator UASB no tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 1, p. 94-100, 2010.

SANTOS, A. C.; OLIVEIRA, R. A. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios horizontais seguidos de reator aeróbio em batelada sequencial. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 31, n. 4, p. 781-794, jul./ago. 2011.

SANTOS, H. P. et al. Conversão e balanço energético de sistemas de rotação de culturas para triticales, sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 30, n. 1, p. 43-48, jan./fev. 2000.

SANTOS, J. S. et al. Mobilidade de solutos em colunas de solo com água residuária doméstica e de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 11, p. 1226-1233, 2010.

SANTOS, M. A. A.; SCHMIDT, V.; BITENCOURT, V. C. Esterqueiras: avaliação físico-química e microbiológica do dejetos suíno armazenado. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n. 2, p. 537-543, 2007.

SANTOS, R. R.; SIMON, E. J. Análise energética do milho em sistema de plantio direto, no assentamento rural da Fazenda Pirituba, Itaberá, SP. **Revista Energia na Agricultura**, Botucatu, v. 25, n. 1, p. 121-137, jan./mar. 2010.

SANTOS, T. M. B.; LUCAS JÚNIOR, J. Balanço energético em galpão de frangos de corte. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 24, n. 1, p. 25-36, jan./abr. 2004.

SANTOS, T. M. B.; LUCAS JÚNIOR, J.; SILVA, F. M. Avaliação do desempenho de um aquecedor para aves adaptado para utilizar biogás como combustível. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n. 3, p. 658-664, 2007.

SEJIAN, V.; NAQVI, S. M. K. Livestock and climate change: mitigation strategies to reduce methane production. In: LIU, G. (Ed.). **Greenhouse gases: capturing, utilization and reduction**. Rijeka: InTech, 2012. p. 255-276.

SIEGERT, I.; BANKS, C. The effect of volatile fatty acid additions on the anaerobic digestion of cellulose and glucose in batch reactors. **Process Biochemistry**, Oxford, v. 40, n. 11, p. 3412-3418, 2005.

SILVA, F. M. et al. Desempenho de um aquecedor de água a biogás. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 3, p. 608-614, 2005.

SILVA, W. T. P.; DUARTE, A. C. L.; SOUZA, M. A. A. Implementação e otimização de projeto para certificação do MDL em estação de tratamento de águas residuárias. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 1, p. 13-24, jan./mar. 2012.

SORENSEN, P.; AMATO, M. Remineralisation and residual effects of N after application of slurry to soil. **European Journal of Agronomy**, Amsterdam, v. 16, n. 2, p. 81-95, 2002.

SOUZA, C. V. et al. Análise energética em sistema de produção de suínos com aproveitamento dos dejetos como biofertilizante em pastagem. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 29, n. 4, p. 547-557, out./dez. 2009.

SOUZA, C. F. et al. Produção volumétrica de metano: dejetos de suínos. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 32, n. 1, p. 219-224, jan./fev. 2008.

SOUZA, C. F.; LUCAS JÚNIOR, J.; FERREIRA, W. P. M. Biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos sob efeito de três temperaturas e dois níveis de agitação do substrato: considerações sobre a partida. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 2, p. 530-539, 2005.

SOUZA, R. G.; SILVA, F. M.; BASTOS, A. C. Desempenho de um conjunto motogerador adaptado a biogás. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 34, n. 1, p. 190-195, 2010.

SUNDH, I. et al. Effects of glucose overloading on microbial community structure and biogas production in a laboratory-scale anaerobic digester. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 89, n. 3, p. 237-243, 2003.

TABATABAEI, M. et al. Importance of the methanogenicarchaea populations in anaerobic wastewater treatments. **Process Biochemistry**, Oxford, v. 45, n. 8, p. 1214-1225, 2010.

TOLMASQUIM, M. T.; GUERREIRO, A.; GORINI, R. Matriz energética brasileira: uma prospectiva. **Novos Estudos CEBRAP**, São Paulo, n. 79, p. 47-69, 2007.

URBINATI, E.; DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. Performance of UASB reactors in two stages under different HRT and OLR treating residual waters of swine farming. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 33, n. 2, p. 367-378, mar./abr. 2013.

VANOTTI, M. B. et al. Development of a second-generation environmentally superior technology for treatment of swine manure in the USA. **Bioresource Technology**, Essex, v. 100, n. 22, p. 5406-5416, Nov. 2009.

VELOSO, A. V. et al. Energetic efficiency of a production system in swine deep bed. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 32, n. 6, p. 1068-1079, nov./dez. 2012.

VICHI, F. M.; MANSOR, M. T. C. Energia, meio ambiente e economia: o Brasil no contexto mundial. **Química Nova**, São Paulo, v. 32, n. 3, p. 757-767, 2009.

VIOLA, E. O regime internacional de mudança climática e o Brasil. **Revista Brasileira de Ciências Sociais**, São Paulo, v. 17, n. 50, p. 25-46, out. 2002.

VIVAN, M. et al. Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 3, p. 320-325, 2010.

WEISS, A. et al. Investigation of factors influencing biogas production in a large-scale thermophilic municipal biogas plant. **Applied Microbiology and Biotechnology**, Berlin, v. 84, n. 5, p. 987-1001, 2009.

WOOD, J.; HALL, D. O. **Bioenergy for development: technical and environment dimensions**. Rome: FAO, 1995. 300 p.

WU, X. et al. Biogas and CH₄ productivity by co-digesting swine manure with three crop residues as an external carbon source. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 101, n. 11, p. 4042-4047, 2010.

XAVIER, C. A. N.; LUCAS JÚNIOR, J. Parâmetros de dimensionamento para biodigestores batelada operados com dejetos de vacas leiteiras com e sem uso de inóculo. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 2, p. 212-223, mar./abr. 2010.

YADVIKA, T. R. et al. Enhancement of biogas production from solid substrates using different techniques: a review. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 95, n. 1, p. 1-10, 2004.

ZHENG, Y. et al. Anaerobic digestion of saline creeping wild ryegrass for biogas production and pretreatment of particleboard material. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 100, n. 4, p. 1582-1588, 2009.

ZHENG, Y. H. et al. Biomass energy utilization in rural areas may contribute to alleviating energy crisis and global warming: a case study in a typical agro-village of Shandong, China. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Oxford, v. 14, n. 1, p. 3132-3139, 2010.

SEGUNDA PARTE – ARTIGOS

**ARTIGO 1 Sustentabilidade ambiental da suinocultura com manejo de
dejetos em biodigestor – avaliação de parâmetros físico-
químicos**

Artigo redigido conforme norma da Revista Engenharia Agrícola para
submissão

**SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL DA SUINOCULTURA COM
MANEJO DE DEJETOS EM BIODIGESTOR – AVALIAÇÃO DE
PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS**

RESUMO: A suinocultura industrial, caracterizada pelo modelo de criação intensiva, possui alto poder poluidor. Assim, visando contribuir para a mitigação deste quadro, o presente trabalho teve como objetivo avaliar o desempenho de um sistema de manejo e tratamento de resíduos da suinocultura por meio do processo de biodigestão anaeróbia, a partir de seus parâmetros físico-químicos. Para tanto, foram coletadas amostras no tanque de equalização, nos dois biodigestores e na lagoa de estabilização. Os parâmetros físico-químicos analisados foram pH, alcalinidade total, acidez total, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, sólidos totais, sólidos fixos, sólidos voláteis, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e fósforo total. Pelos resultados obtidos, o sistema mostrou-se eficiente na estabilização dos resíduos, principalmente, da carga orgânica, no qual se constatou uma eficiência global de 85,37% e 81,81% para a remoção de DBO e DQO, respectivamente.

PALAVRAS-CHAVE: instalações para suínos, efluentes, construções rurais, reaproveitamento de dejetos.

**ENVIRONMENTAL SUSTAINABILITY OF SWINE
PRODUCTION WITH MANURE MANAGEMENT IN
ANAEROBIC BIODIGESTER – EVALUATION OF PHYSIC-
CHEMICAL PARAMETERS**

ABSTRACT: The industrial swine production, characterized by intensive farming model has high polluting power. Thus, aiming to contribute to the mitigation of this framework, the present study aimed to evaluate the performance of a system for management and treatment of swine wastes by anaerobic biodigestion process from their physico-chemicals parameters. Weekly collections were made at each sampling point. The parameters analyzed were: pH, total alkalinity, total acidity, electrical conductivity, dissolved oxygen, biochemical oxygen demand, chemical oxygen demand, total solids, fixed solids, volatile solids, total nitrogen, ammonia nitrogen and total phosphorus. From the results obtained, the system was efficient for the stabilization of wastes, mainly organic

loading, which demonstrated an overall efficiency of 85.37% and 81.81% for the removal of BOD and COD, respectively.

KEYWORDS: Swine buildings, effluents, rural buildings, reuse of wastes.

INTRODUÇÃO

Para suprir as necessidades do mercado consumidor de carnes e derivados, a atividade suinícola tem seus atuais moldes de produção caracterizados por sistemas intensivos e tecnificados, os quais preveem a concentração de animais em pequenas áreas, gerando, conseqüentemente, grandes volumes de resíduos poluentes (CAMPOS et al., 2013; CAMPOS et al., 2012; ORRICO JÚNIOR et al., 2011; KUNZ et al., 2009a; KUNZ et al., 2009).

As perdas de nutrientes por meio dos resíduos demonstram que a eficiência do processo de digestão do suíno é limitada, o que faz com que a suinocultura seja uma das atividades agropecuárias com maior impacto ambiental e, como tal, fiscalizada com maior intensidade pelos órgãos de proteção ambiental (PALHARES & CALIJURI, 2007).

Além da fisiologia digestiva da espécie suína e dos aspectos nutricionais, a quantidade excessiva de água requerida nas operações de manejo, nos sistemas de produção de suínos, pode contribuir para maximizar os riscos de poluição ambiental (VIVAN et al., 2010; KUNZ et al., 2009a; KUNZ et al., 2009b).

Os problemas ambientais advindos da suinocultura expressam-se mais intensamente em algumas regiões, porém a questão ambiental relacionada com o manejo de dejetos apresenta características que afetam toda e qualquer unidade produtora, pois com base nas suas características quali-quantitativas, torna-se evidente a necessidade do tratamento de resíduos (ORRICO JÚNIOR et al., 2009).

Nesse contexto, a biodigestão anaeróbia pode ser utilizada para a mitigação do poder poluidor dos dejetos, os quais são expressos, principalmente, pelas demandas química e bioquímica de oxigênio, pela sequência de sólidos e por macro e micronutrientes. Esse processo ainda reduz os riscos sanitários e promove a geração do biogás e do biofertilizante, contribuindo para a sustentabilidade da atividade (ORRICO JÚNIOR et al., 2011; GALBIATTI et al., 2010; QUADROS et

al., 2010; KUNZ et al., 2009a; KUNZ et al., 2009b; ORRICO JÚNIOR et al., 2009).

Entretanto, é importante considerar que, mesmo após deixar o ambiente anaeróbio dos biodigestores, os resíduos ainda apresentam poder poluente, não sendo recomendado o seu lançamento em cursos de água. Nesse contexto, várias tecnologias para o pós-tratamento dos resíduos têm sido propostas, dentre elas, sistemas de pós-tratamento em lagoas de estabilização, que promovem melhor qualidade do efluente final por meio da integração de processos físicos, físico-químicos e biológicos (VIVAN et al., 2010).

Assim, o estudo das características da biomassa residual da suinocultura é fundamental para se determinar os principais parâmetros da tecnologia utilizada para o seu tratamento, pois o sucesso e a eficiência de um sistema na estabilização e na redução do potencial poluidor dessa biomassa são fortemente dependentes dos critérios técnicos adotados. Além disso, a análise dos parâmetros físico-químicos são também importantes para o monitoramento das condições ambientais do processo de biodigestão anaeróbia e, conseqüentemente, da produção qualiquantitativa de biogás (GALBIATTI et al., 2010).

O objetivo do presente trabalho foi avaliar o desempenho de um sistema de manejo e tratamento de resíduos da suinocultura, composto por um tanque de equalização, dois biodigestores e uma lagoa de estabilização, por meio de seus parâmetros físico-químicos.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido na Granja Niterói, que possui sistema de produção de suínos de ciclo completo, ou seja, unidade de produção que abrange animais do nascimento até o abate, localizada no município de Lavras, estado de Minas Gerais, que, está situada à latitude de 21°11'37'' Sul e longitude de 45°02'49'' Oeste, com 918 m de altitude. De acordo com a classificação climática de Köppen, o clima de Lavras é Cwa, temperado chuvoso (mesotérmico) com inverno seco e verão chuvoso, subtropical, e temperatura do mês mais quente maior que 22°C (DANTAS et al., 2007). O total anual de precipitação pluvial é de 1.530 mm (EVANGELISTA et al., 2006).

As edificações suínolas que compõem o referido sistema de produção totalizam 5.974 m² de área interna, onde são alojados 5.955 animais, dentre os quais estão 411 matrizes e quatro cachaços. Essas

instalações são compostas por 15 galpões construídos predominantemente em alvenaria, os quais apresentam pés-direito de 3,0 m, possuindo coberturas em telhas de fibrocimento, que estão suportadas por tesouras metálicas, as quais estão apoiadas em pilares de concreto. Visando impedir a entrada da água da chuva, os galpões são dotados de beirais com 0,90 m. A maioria dos galpões possui piso ripado, sendo que alguns possuem piso compacto.

Os resíduos são manejados na forma líquida, coletados diariamente e transportados em canaletas sob as edificações, de onde são escoados, pela ação da gravidade, para um tanque de equalização, através de tubulações de policloreto de vinila (PVC). O volume estimado de biomassa residual produzida foi de $54,85 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$.

O sistema de tratamento de resíduos (Figura 1) é constituído por um tanque de equalização, dois biodigestores e uma lagoa de estabilização.



FIGURA 1. Sistema de tratamento de resíduos da suinocultura: A = tanque de equalização; B = biodigestores modelo canadense; C = lagoa de estabilização. **System of treatment of swine production wastes: A = equalization tank; B = tubular anaerobic biodigester; C = stabilization pond.**

O tanque de equalização (“A” da Figura 1) possui 210,33 m³ de volume, tendo a base menor (fundo) dimensões de 11 x 6 m, a base maior (borda superior do tanque) dimensões de 15 x 10 m, com profundidade de 2 m. A função desse tanque é armazenar temporariamente os dejetos. Essa estrutura possui um conjunto motobomba helicoidal de 25 m³ h⁻¹ de vazão e 15 cv de potência, que propicia a elevação do efluente até uma caixa difusora de fluxo construída em polietileno, que distribui os resíduos para dois biodigestores, localizados em nível mais elevado na propriedade.

Dois biodigestores modelo canadense (“B” da Figura 1) realizam o tratamento, propriamente dito, dos resíduos. A parte subterrânea de cada biodigestor possui formato de tronco de pirâmide invertido, tendo a base menor (fundo do biodigestor) dimensões de 27 x 12 m, a base maior (superior) dimensões de 32 x 17 m e profundidade de 2,5 m, perfazendo volume de 1.073,19 m³, sendo cobertos com geomembranas flexíveis (gasômetros) de policloreto de vinila (PVC), que apresentam 1,0 mm (1.000 µm) de espessura.

Após um tempo de retenção hidráulica (TRH) de 30 dias nos biodigestores, os resíduos eram escoados, por gravidade, através de tubos de policloreto de vinila (PVC) de 200 mm, para uma lagoa de

estabilização (“C” da Figura 1), de formato elíptico, apresentando eixo maior de 60 m, eixo menor de 31 m, profundidade de 3,5 m e volume de 20.451,82 m³. A função dessa lagoa é armazenar o biofertilizante gerado, para, posteriormente, ser utilizado em áreas de pastagens e culturas anuais.

As paredes laterais e os fundos do tanque de equalização, dos biodigestores e da lagoa de estabilização são revestidos com lona de impermeabilização de policloreto de vinila (PVC), que possui 0,8 mm (800 µm) de espessura.

Considerando a configuração da planta de tratamento de resíduos da unidade de produção em questão, durante os meses de agosto a novembro de 2012, amostragens de dois litros do afluente e efluente foram realizadas em triplicata (APHA, 2005), em cada ponto de amostragem (Figura 2), ou seja, no tanque de equalização, nas saídas dos biodigestores e na lagoa de estabilização.

Sempre às 9 horas do período estudado, amostras dos resíduos suinícolas foram coletadas uma vez por semana em cada ponto de amostragem, resultando num total de dezoito amostragens (repetições) em

cada ponto de coleta. Após coletadas, as amostras de dejetos eram refrigeradas e transportadas ao laboratório.

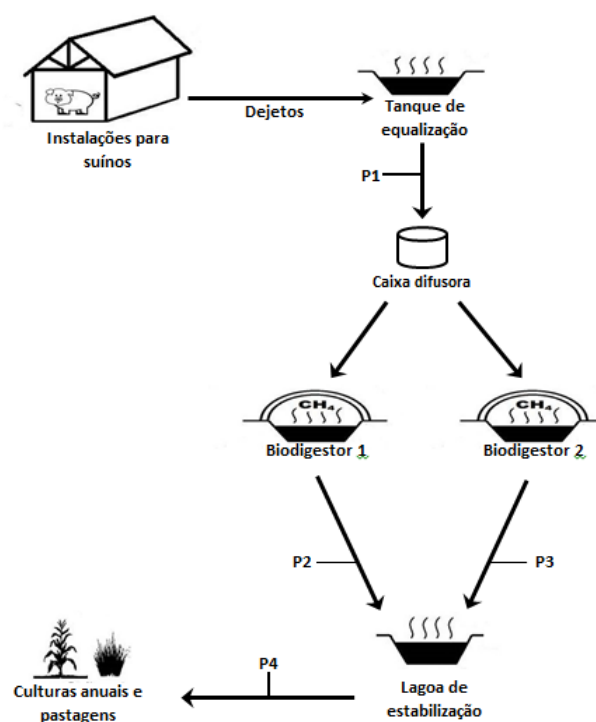


FIGURA 2. Fluxograma do sistema de manejo e tratamento de dejetos de sistema de produção de suínos. Observação: os pontos P1 a P4 são os locais de amostragem. Flowchart of the management and treatment of waste from swine production system. NOTE: The points P1 to P4 are the sampling sites.

As análises físico-químicas para o acompanhamento do processo foram realizadas no Laboratório de Análise de Água (LAADeg) do Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras – MG.

Os parâmetros analisados foram pH, alcalinidade total, acidez total, condutividade elétrica (CE), oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF), sólidos voláteis (SV), nitrogênio total (NTK), nitrogênio amoniacal (N-NH₃) e fósforo total (P_{total}), seguindo as metodologias descritas em APHA (2005).

Com o objetivo de se obter estimativas mais confiáveis e as diferenças de cada parâmetro físico-químico da biomassa residual da suinocultura, os dados foram tratados estatisticamente, onde se determinou a média com intervalo de confiança de 95% para a média.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores médios do pH observados para o tanque de equalização e para os dois biodigestores foram, respectivamente, 7,4 e 7,6 (Tabelas 1, 2 e 3).

TABELA 1. Valores médios, desvios-padrão e intervalos de variação (ao nível de 95% de confiança) dos parâmetros físico-químicos dos resíduos da suinocultura coletados no tanque de equalização. **Mean values, standard deviations and ranges (at 95% confidence) of the physical-chemical parameters of swine wastes listed in the equalization tank.**

Parâmetros	Média e Desvio-Padrão	Variação (limites inferior e superior)
pH ¹	7,4 (±0,1)	7,3 - 7,5
Alcalinidade (mg L ⁻¹)	7.970,3 (±883,5)	7.358,0 - 8.582,5
Acidez (mg L ⁻¹)	4.492,8 (±320,9)	4.270,4 - 4.715,1
CE ² (µS cm ⁻¹)	24.849,9 (±483,0)	24.515,2 - 25.184,6
OD ³ (mg L ⁻¹)	1,5 (±0,1)	1,4 - 1,5
DBO ⁴ (mg L ⁻¹)	14.976,3 (±1.495,3)	13.940,1 - 16.012,4
DQO ⁵ (mg L ⁻¹)	25.199,8 (±2.127,2)	23.725,7 - 26.673,8
ST ⁶ (mg L ⁻¹)	16.176,4 (±1.230,9)	15.323,4 - 17.029,3
SF ⁷ (mg L ⁻¹)	6.277,6 (±500,9)	5.930,5 - 6.624,8
SV ⁸ (mg L ⁻¹)	9.898,8 (±760,4)	9.371,8 - 10.425,7
NTK ⁹ (mg L ⁻¹)	2.981,3 (±219,2)	2.829,3 - 3.133,2
N-NH ₃ ¹⁰ (mg LN ⁻¹)	1.718,8 (±201,9)	1.578,9 - 1.858,6
P _{total} ¹¹ (mg L ⁻¹)	7,2 (±0,2)	7,1 - 7,4

¹Potencial hidrogeniônico; ²Condutividade elétrica; ³Oxigênio dissolvido; ⁴Demanda bioquímica de oxigênio; ⁵Demanda química de oxigênio; ⁶Sólidos totais; ⁷Sólidos fixos; ⁸Sólidos voláteis; ⁹Nitrogênio total; ¹⁰Nitrogênio amoniacal; ¹¹Fósforo total.

TABELA 2. Valores médios, desvios-padrão e intervalos de variação (ao nível de 95% de confiança) dos parâmetros físico-químicos dos resíduos da suinocultura coletados no biodigestor 1. **Mean values, standard deviations and ranges (at 95% confidence) of the physical-chemical parameters of swine wastes listed in the anaerobic biodigester 1.**

Parâmetros	Média e Desvio-Padrão	Variação (limites inferior e superior)
pH ¹	7,6 (±0,1)	7,5 - 7,7
Alcalinidade (mg L ⁻¹)	9.413,0 (±722,4)	8.912,4 - 9.913,6
Acidez (mg L ⁻¹)	4.379,9 (±208,3)	4.235,6 - 4.524,2
CE ² (µS cm ⁻¹)	16.720,0 (±181,8)	16.594,0 - 16.846,0
OD ³ (mg L ⁻¹)	1,7 (±0,1)	1,6 - 1,7
DBO ⁴ (mg L ⁻¹)	2.780,3 (±94,8)	2.714,5 - 2.846,0
DQO ⁵ (mg L ⁻¹)	5.596,4 (±403,5)	5.316,8 - 5.876,0
ST ⁶ (mg L ⁻¹)	5.240,3 (±427,2)	4.944,2 - 5.536,3

SF ⁷ (mg L ⁻¹)	2.444,6 (±139,7)	2.347,8 - 2.541,4
SV ⁸ (mg L ⁻¹)	2.795,6 (±304,8)	2.584,4 - 3.006,8
NTK ⁹ (mg L ⁻¹)	1.913,9 (±98,2)	1.845,8 - 1.981,9
N-NH ₃ ¹⁰ (mg LN ⁻¹)	1.524,0 (±136,6)	1.429,3 - 1.618,7
P _{total} ¹¹ (mg L ⁻¹)	5,8 (±0,4)	5,5 - 6,1

¹Potencial hidrogeniônico; ²Condutividade elétrica; ³Oxigênio dissolvido; ⁴Demanda bioquímica de oxigênio; ⁵Demanda química de oxigênio; ⁶Sólidos totais; ⁷Sólidos fixos; ⁸Sólidos voláteis; ⁹Nitrogênio total; ¹⁰Nitrogênio amoniacal; ¹¹Fósforo total.

TABELA 3. Valores médios, desvios-padrão e intervalos de variação (ao nível de 95% de confiança) dos parâmetros físico-químicos dos resíduos da suinocultura coletados no biodigestor 2. **Mean values, standard deviations and ranges (at 95% confidence) of the physical-chemical parameters of swine wastes listed in the anaerobic biodigester 2.**

Parâmetros	Média e Desvio- Padrão	Variação (limites inferior e superior)
pH ¹	7,6 (±0,1)	7,6 - 7,7
Alcalinidade (mg L ⁻¹)	9.514,9 (±617,0)	9.087,4 - 9.942,4
Acidez (mg L ⁻¹)	4.165,9 (±460,8)	3.846,6 - 4.485,2
CE ² (µS cm ⁻¹)	15.806,3 (±208,7)	15.661,6 - 15.950,9
OD ³ (mg L ⁻¹)	1,6 (±0,1)	1,6 - 1,7
DBO ⁴ (mg L ⁻¹)	2.803,9 (±158,4)	2.694,1 - 2.913,7
DQO ⁵ (mg L ⁻¹)	5.557,6 (±401,6)	5.279,4 - 5.835,9
ST ⁶ (mg L ⁻¹)	4.260,5 (±140,5)	4.163,2 - 4.357,8
SF ⁷ (mg L ⁻¹)	2.658,6 (±191,6)	2.525,9 - 2.791,4
SV ⁸ (mg L ⁻¹)	1.601,9 (±81,2)	1.545,6 - 1.658,1
NTK ⁹ (mg L ⁻¹)	1.478,3 (±84,4)	1.419,8 - 1.536,7
N-NH ₃ ¹⁰ (mg LN ⁻¹)	1.341,8 (±121,4)	1.257,7 - 1.425,8
P _{total} ¹¹ (mg L ⁻¹)	6,0 (±0,3)	5,7 - 6,2

¹Potencial hidrogeniônico; ²Condutividade elétrica; ³Oxigênio dissolvido; ⁴Demanda bioquímica de oxigênio; ⁵Demanda química de oxigênio; ⁶Sólidos totais; ⁷Sólidos fixos; ⁸Sólidos voláteis; ⁹Nitrogênio total; ¹⁰Nitrogênio amoniacal; ¹¹Fósforo total.

Ao nível de 95% de confiança, foi verificada uma pequena variação do pH, ao se comparar os valores obtidos no tanque de equalização e nos dois biodigestores (Tabelas 1, 2 e 3), os quais estão dentro da faixa

considerada adequada, que, de acordo com GAO et al. (2010) e QUADROS et al. (2010), varia de 6,0 a 8,0, demonstrando, assim, o bom tamponamento do sistema.

Nesse trabalho, os valores obtidos para o pH estão em consonância aos que foram constatados por SILVA et al. (2012) e QUADROS et al. (2010), que estudaram o processo de biodigestão anaeróbia a partir de resíduos provenientes das instalações de animais.

Sobre o pH, é importante mencionar que, em sistemas onde os microrganismos interagem através de reações simbióticas, como é o ambiente anaeróbio dos biodigestores, deve-se buscar valores considerados ideais, a fim de proporcionar o desenvolvimento máximo da maior parte dos microrganismos envolvidos, uma vez que o pH está diretamente associado às concentrações de ácidos orgânicos voláteis no meio, resultante do equilíbrio entre populações de microrganismos e a alcalinidade total do sistema. Portanto, o monitoramento do pH é importante para que se obtenha eficiência no processo anaeróbio, pois as bactérias metanogênicas são muito sensíveis às variações deste parâmetro (GAO et al., 2010; QUADROS et al., 2010).

Por outro lado, o pH da lagoa de estabilização apresentou maior variação (Tabela 4), quando comparado aos valores observados pelos outros componentes do sistema de tratamento. Nesse trabalho, o valor médio para o pH da lagoa de estabilização foi de 8,3 (Tabela 4), estando este valor bastante próximo aos encontrados por VIVAN et al. (2010), que estudaram um sistema de lagoas para o pós-tratamento de resíduos da suinocultura e identificaram o valor de 8,2 para o pH da lagoa facultativa, 8,4 para o pH da primeira lagoa de maturação e 8,6 para o pH da segunda lagoa de maturação.

TABELA 4. Valores médios, desvios-padrão e intervalos de variação (ao nível de 95% de confiança) dos parâmetros físico-químicos dos resíduos da suinocultura coletados na lagoa de estabilização. **Mean values, standard deviations and ranges (at 95% confidence) of the physical-chemical parameters of swine wastes listed in the stabilization pond.**

Parâmetros	Média e Desvio- Padrão	Variação (limites inferior e superior)
pH ¹	8,3 ($\pm 0,1$)	8,2 - 8,3
Alcalinidade (mg L ⁻¹)	10.890,6 ($\pm 522,1$)	10.528,9 - 11.252,4
Acidez (mg L ⁻¹)	4.768,0 ($\pm 460,4$)	4.449,0 - 5.087,0
CE ² ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	12.593,8 ($\pm 208,4$)	12.449,3 - 12.738,2
OD ³ (mg L ⁻¹)	1,4 ($\pm 0,1$)	1,3 - 1,5
DBO ⁴ (mg L ⁻¹)	2.121,3 ($\pm 70,3$)	2.072,5 - 2.170,0
DQO ⁵ (mg L ⁻¹)	4.406,9 ($\pm 374,0$)	4.147,7 - 4.666,1
ST ⁶ (mg L ⁻¹)	3.848,5 ($\pm 49,0$)	3.814,5 - 3.882,5
SF ⁷ (mg L ⁻¹)	2.426,5 ($\pm 120,1$)	2.343,3 - 2.509,7
SV ⁸ (mg L ⁻¹)	1.422,0 ($\pm 119,8$)	1.339,0 - 1.505,0
NTK ⁹ (mg L ⁻¹)	1.318,0 ($\pm 58,4$)	1.277,6 - 1.358,4
N-NH ₃ ¹⁰ (mg LN ⁻¹)	1.042,8 ($\pm 55,7$)	1.004,2 - 1.081,3

P_{total}^{11} (mg L ⁻¹)	2,7 ($\pm 0,2$)	2,6 - 2,9
---	-------------------	-----------

¹Potencial hidrogeniônico; ²Condutividade elétrica; ³Oxigênio dissolvido; ⁴Demanda bioquímica de oxigênio; ⁵Demanda química de oxigênio; ⁶Sólidos totais; ⁷Sólidos fixos; ⁸Sólidos voláteis; ⁹Nitrogênio total; ¹⁰Nitrogênio amoniacal; ¹¹Fósforo total.

Nesse trabalho, o maior valor de pH da lagoa de estabilização (Tabela 4), quando comparado com os valores do afluente (Tabela 1) e do efluente dos biodigestores (Tabelas 2 e 3), pode ser justificado pelo fato de o resíduo passar mais tempo nesta lagoa, possibilitando maior consumo dos produtos (ácidos e, ou, compostos intermediários na formação de CO₂ e CH₄), gerados durante a degradação do material pelos microrganismos presentes no ambiente (OLIVEIRA et al., 2011).

É importante considerar que a quantificação dos valores de pH em processos de tratamento biológico de resíduos sólidos ou líquidos auxilia na avaliação preliminar do desempenho do processo. Entretanto, quando analisado, além dos valores de pH, as concentrações de alcalinidade total e dos ácidos graxos voláteis (acidez total) possibilitam uma análise mais consistente (LUNA et al., 2009).

Por isso, no monitoramento de biodigestores anaeróbios, a verificação sistemática da alcalinidade total torna-se mais importante que a avaliação de pH, em virtude dos valores de pH variarem em escala logarítmica, significando que pequenos abaixamentos de pH implicam no

consumo de elevada quantidade de alcalinidade, diminuindo a capacidade de tamponamento (PEREIRA et al., 2010).

Considerando o comportamento dos valores médios de alcalinidade total e acidez total encontrados nesse trabalho (Tabelas 1, 2, 3 e 4), verificou-se que eles estão consonantes com o que é reportado na literatura para o bom tamponamento do processo (DUDA & OLIVEIRA, 2011; SANTOS & OLIVEIRA, 2011; RODRIGUES et al., 2010).

Dessa forma, nesse trabalho, foi constatado que a alcalinidade apresentou o comportamento de aumentar do afluente para o efluente, isto é, do tanque de equalização para as etapas sucessivas do sistema de tratamento (Tabelas 1, 2, 3 e 4), corroborando os resultados de pesquisa observados por RODRIGUES et al. (2010). Diante disso, evidencia-se que houve geração de alcalinidade e consumo equilibrado de ácidos graxos voláteis (acidez total), garantindo a estabilidade e o tamponamento do processo (DUDA & OLIVEIRA, 2011; SANTOS & OLIVEIRA, 2011; RODRIGUES et al., 2010).

Ao nível de 95% de confiança, tem-se que a condutividade elétrica apresentou variação expressiva, ao longo do sistema de manejo e tratamento de resíduos (Tabelas 1, 2, 3 e 4). Por outro lado, trabalhando

com biodigestores anaeróbios para o tratamento de dejetos de caprinos, QUADROS et al. (2010) não evidenciaram variação expressiva para os valores de condutividade elétrica do afluente e do efluente, destoando, dessa forma, dos resultados obtidos nesse trabalho. Isso pode ser explicado pelo fato de os caprinos serem animais ruminantes, visto que a quantidade de volumoso na dieta influencia a produção de biogás e as características físico-químicas do efluente gerado, conforme identificaram ORRICO et al. (2011).

A salinização pela aplicação de águas residuárias ou outros compostos orgânicos ao solo, é uma preocupação ambiental, que pode ser estimada pela condutividade elétrica (CAMPOS et al., 2012; SILVA et al., 2012; SAMPAIO et al., 2007), item que indica a quantidade de sais solúveis presentes na solução do solo e que deve ser mantido abaixo de $4.000 \mu\text{S cm}^{-1}$ (ABREU JÚNIOR et al., 2000). Portanto, pode-se inferir que as águas residuais obtidas no sistema de tratamento podem representar uma fonte potencial de salinização do solo, principalmente quando os resíduos são aplicados em dosagens superiores à capacidade de retenção do solo.

Além do aspecto ambiental associado à condutividade elétrica de águas residuais, ressalta-se que o aumento na quantidade de sais pode ser um fator determinante para o entupimento dos bicos de sistemas de gotejamento, trazendo prejuízos ao agricultor, quando se faz uso da fertirrigação (SAMPAIO et al., 2007).

Os teores médios de oxigênio dissolvido observados ao longo do sistema de tratamento (Tabelas 1, 2, 3 e 4) apresentam-se dentro do esperado para um sistema anaeróbio, corroborando com os resultados observados por SILVA et al. (2012) e NUNES et al. (2011).

Ao nível de 95% de confiança, os valores médios da DBO e DQO (Tabelas 1, 2, 3 e 4) passaram, respectivamente, de 14.976,3 mg L⁻¹ e 25.199,8 mg L⁻¹ no tanque de equalização para 2.121,3 mg L⁻¹ e 4.406,9 mg L⁻¹ no efluente da lagoa de estabilização (Tabelas 1, 2, 3 e 4), possibilitando à unidade de tratamento alcançar eficiência global (Tabela 5) de 85,84% e 82,51% para remoção de DBO e DQO, respectivamente.

TABELA 5. Valores das eficiências médias de remoção dos parâmetros físico-químicos da unidade de manejo e tratamento de resíduos da suinocultura. **Values of the average removal efficiencies of physical-chemical parameters of the unit for management and treatment of swine wastes.**

Parâmetros	Eficiência em cada unidade de tratamento (%)		Eficiência Global ⁹ (%)
	Biodigestor 1	Biodigestor 2	
DBO ¹ (mg L ⁻¹)	81,44	81,28	85,84
DQO ² (mg L ⁻¹)	77,79	77,95	82,51
ST ³ (mg L ⁻¹)	67,61	73,66	76,21
SF ⁴ (mg L ⁻¹)	61,06	57,65	61,35
SV ⁵ (mg L ⁻¹)	71,76	83,82	85,63
NTK ⁶ (mg L ⁻¹)	35,80	50,41	55,79
N-NH ₃ ⁷ (mg LN ⁻¹)	11,33	21,93	39,33
P _{total} ⁸ (mg L ⁻¹)	19,44	16,67	62,50

¹Demanda bioquímica de oxigênio; ²Demanda química de oxigênio; ³Sólidos totais; ⁴Sólidos fixos; ⁵Sólidos voláteis; ⁶Nitrogênio total; ⁷Nitrogênio amoniacal; ⁸Fósforo total; ⁹Medida na lagoa de estabilização, que é a última etapa de tratamento do sistema estudado.

Para a DBO e DQO, os resultados encontrados nesse trabalho estão em consonância com os obtidos por outros pesquisadores (ARAÚJO et al., 2012; SILVA et al., 2012; OLIVEIRA et al., 2011; QUADROS et al., 2010; VIVAN et al., 2010; LUNA et al., 2009; ORRICO JÚNIOR et al., 2009).

Quando se atinge elevada eficiência na remoção de poluentes orgânicos, como é o caso da DBO e DQO, confirma-se a viabilidade do

sistema de tratamento de resíduos em controlar a poluição gerada pelas unidades de produção de suínos (SILVA et al., 2012).

Com relação à remoção de DBO e DQO, ARAÚJO et al. (2012) ainda reportaram que a decomposição da matéria orgânica em ambientes anaeróbios é muito expressiva, apesar de ocorrer de forma mais lenta que nos tratamentos aeróbios. Contudo, VIVAN et al. (2010) apregoaram que devido as condições ambientais favoráveis apresentadas pelo Brasil, ao baixo custo de operação, à boa eficiência de remoção da carga orgânica e à possibilidade de geração de produtos, os sistemas de tratamento anaeróbio da biomassa residual devem ser estimulados.

Houve variação expressiva, ao nível de 95% de confiança, dos valores médios obtidos para a sequência de sólidos, ao longo do sistema de tratamento (Tabelas 1, 2, 3 e 4), possibilitando à unidade em questão apresentar eficiência global de 76,21%, 61,35% e 85,63% para remoção de sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF) e sólidos voláteis (SV), respectivamente (Tabela 5), corroborando, dessa forma, os resultados de pesquisa observados por ORRICO JÚNIOR et al. (2010), QUADROS et al. (2010), RODRIGUES et al. (2010), LUNA et al. (2009), ORRICO JÚNIOR et al. (2009).

Em contrapartida, na avaliação do desempenho de um sistema de tratamento composto de um biodigestor e lagoas de estabilização, VIVAN et al. (2010) encontraram 24,16%, 34,63% e 12,72% de eficiência para remoção de sólidos totais, sólidos voláteis e sólidos fixos, respectivamente. Para esses pesquisadores, o arraste de sólidos foi o principal fator que contribui para essa baixa eficiência, o que aponta para a necessidade de ajustes no biodigestor via aumento do tempo de retenção hidráulica, principalmente, nos meses de inverno, quando ocorre um maior arraste de sólidos em virtude da operação do sistema em condições psicrófilas.

Nesse trabalho, foi constatada boa eficiência de transformação de biomassa residual, principalmente, de sólidos voláteis, ou seja, 71,76% no biodigestor 1 e 83,82% no biodigestor 2 (Tabela 5). Conforme relataram ORRICO JÚNIOR et al. (2011), os sólidos voláteis são constituídos pela fração orgânica dos sólidos totais, que se se convertem em biogás.

De acordo com LUNA et al. (2009), a eficiência de redução e, conseqüentemente, da conversão de sólidos voláteis em biogás, está relacionada à natureza física e química do substrato, da carga orgânica aplicada e do tempo de retenção de sólidos. Portanto, conforme relataram

MARCOS et al. (2010) e LUNA et al. (2009), a alta eficiência na remoção de sólidos voláteis foi devida a materiais de fácil biodegradação, tais como proteínas, açúcares e lipídios presentes nos efluentes.

A eficiência de remoção dos sólidos fixos acompanhou as reduções de sólidos totais e sólidos voláteis ao longo do sistema de tratamento (Tabela 5), uma vez que, de acordo com APHA (2005), os sólidos fixos são o resultado da diferença entre os sólidos totais e os sólidos voláteis.

As concentrações médias de nitrogênio total apresentaram variação no sistema de tratamento (Tabelas 1, 2, 3 e 4), passando de 2.981,3 mg L⁻¹ no afluente do tanque de equalização para 1.318 mg L⁻¹ na lagoa de estabilização (Tabelas 1, 2, 3 e 4), obtendo uma eficiência global de remoção de 55,79% (Tabela 5).

Em se tratando do nitrogênio amoniacal, observou-se que os valores médios de nitrogênio amoniacal variaram ao longo da unidade de tratamento (Tabelas 1, 2, 3 e 4), passando de 1.718,8 mg L⁻¹ no afluente do tanque de equalização para 1.042,8 mg L⁻¹ na lagoa de estabilização (Tabelas 1, 2, 3 e 4), obtendo uma eficiência global de remoção de 39,33% (Tabela 5).

Nesse trabalho, os resultados da eficiência global de remoção para nitrogênio total e amoniacal (Tabela 5) estão abaixo dos verificados por VIVAN et al. (2010), que constataram, respectivamente, para essas variáveis, 89,8% e 87,6% de eficiência de remoção. Contudo, é importante destacar que o sistema de tratamento avaliado por esses pesquisadores era constituído por três lagoas de estabilização (lagoa anaeróbia, lagoa facultativa e duas lagoas de maturação) ligadas em série, o que possibilitou maior capacidade de remoção.

O nitrogênio encontra-se sob a forma orgânica, amoniacal, de nitritos e de nitratos (NUNES et al., 2011). Contudo, a maior parte do nitrogênio está na forma amoniacal, a qual é liberada a partir do momento em que começa a ocorrer a degradação da matéria orgânica, sendo que a volatilização de amônia influencia na eficiência de remoção de nitrogênio (ARAÚJO et al., 2012; SILVA et al., 2012; NUNES et al., 2011; QUADROS et al., 2010; VIVAN et al., 2010). Diante disso, a volatilização de amônia presente nos resíduos leva a quedas significativas nos teores de nitrogênio do composto final, podendo diminuir a sua qualidade (ORRICO JÚNIOR et al., 2010).

Portanto, na esfera agronômica e ambiental, é importante ressaltar que a quantidade de biofertilizante a ser aplicada depende do valor fertilizante, do tipo e condição química do solo e das exigências da cultura a ser implantada (KIEHL, 2010), pois quando volumes de nitrogênio são adicionados em doses superiores à capacidade de retenção do solo, eles passam de fertilizantes a poluentes, alterando a qualidade do solo e, principalmente, da água (CAMPOS et al., 2013), visto que o nitrogênio é um dos nutrientes responsáveis pela eutrofização dos corpos de água (SILVA et al., 2012). Outro tipo de poluição associada ao nitrogênio advindo de dejetos de animais são as emissões de odores e de óxidos de nitrogênio, que afetam a qualidade do ar (ORRICO JÚNIOR et al., 2011).

Ademais, as perdas de nitrogênio contribuem para redução do potencial de biogás dos resíduos (ORRICO JÚNIOR et al., 2010).

Considerando os valores médios de nitrogênio total ($1.312,50 \text{ mg L}^{-1}$) observados na lagoa de estabilização (Tabela 4), não se recomenda o descarte dos efluentes em corpos d'água, pois de acordo com a Resolução N° 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 2005), para as águas doces de Classes 1 e 2, quando o

nitrogênio for fator limitante para eutrofização, nas condições estabelecidas pelo órgão ambiental competente, o valor de nitrogênio total não deverá ultrapassar $2,18 \text{ mg L}^{-1}$ para as águas continentais moventes (ambientes lóticos). Portanto, considerando o aporte de nutrientes por meio de resíduos da suinocultura, esses resultados corroboram a importância de se efetuar o pós-tratamento dos efluentes dos biodigestores, conforme foi apregoado por VIVAN et al. (2010).

Os valores médios de fósforo total (Tabelas 1, 2, 3 e 4) apresentaram variação significativa na unidade de tratamento estudada. Assim, a partir do tanque de equalização até a lagoa de estabilização, esses valores variaram, respectivamente, de $7,2 \text{ mg L}^{-1}$ para $2,7 \text{ mg L}^{-1}$ (Tabelas 1, 2, 3 e 4), possibilitando ao sistema de tratamento alcançar eficiência global de 62,5% para remoção de fósforo total (Tabela 5).

Observou-se que a maior remoção de fósforo ocorreu na lagoa de estabilização (Tabela 5). Assim, os valores elevados de pH constatados nessa lagoa favoreceram a precipitação do fosfato (ARAÚJO et al., 2012; VIVAN et al., 2010).

De acordo com a Resolução Nº 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 2005), o valor padrão estabelecido para descarte de

fósforo em águas continentais moventes (ambientes lóticos) é de 0,1 mg L⁻¹. Dessa forma, não se recomenda o descarte do efluente dos biodigestores diretamente em corpos hídricos, pois isso poderia causar sérios problemas ambientais, como a eutrofização (OLIVEIRA et al., 2011). Tal informação comprova a importância de se efetuar o pós-tratamento dos efluentes dos biodigestores, conforme foi apregoado por VIVAN et al. (2010). Por outro lado, o uso desse efluente em culturas forrageiras mostra-se alternativa interessante, uma vez que a maioria dos solos brasileiros tem baixos teores desse macronutriente (OLIVEIRA et al., 2011).

Pelos resultados obtidos, percebe-se que a biomassa residual da suinocultura apresentou elevada variabilidade ao longo do tempo de amostragem (Tabelas 1, 2, 3 e 4), corroborando, dessa forma, o que foi relatado por VIVAN et al. (2010), que destacaram que a composição dos dejetos de suínos varia em função do estágio de desenvolvimento dos animais, da nutrição e da quantidade de água utilizada nas operações de manejo.

Embora não tenha sido o objetivo do trabalho, caso o descarte do efluente final em águas continentais moventes (ambientes lóticos) fosse

pretendido, seriam necessários investimentos em tecnologias mais eficientes para a depuração e clarificação dos resíduos suínícolas.

O desafio para a cadeia produtiva de suínos é a exigência da sustentabilidade ambiental nas regiões de produção intensiva, pois de um lado existe a pressão pela concentração de animais em pequenas áreas e pelo aumento da produtividade e, de outro, a pressão para que este aumento não afete o meio ambiente (KUNZ et al., 2009a; KUNZ et al., 2009b).

Nesse contexto, considerando a biomassa gerada nesses sistemas de produção, além das tecnologias disponíveis para o tratamento físico, químico e, ou biológico (CAMPOS et al., 2012; KUNZ et al., 2009a), as estratégias para a mitigação do impacto ambiental dos resíduos da suinocultura podem ainda incluir: aspectos nutricionais e manejo alimentar (ORRICO JÚNIOR et al., 2011); aspectos construtivos e utilização racional dos dejetos como fertilizante orgânico (CAMPOS et al., 2013; CAMPOS et al., 2012).

CONCLUSÃO

Os resíduos da suinocultura avaliados apresentam alta variabilidade em sua composição.

O sistema estudado se mostrou eficiente para estabilização dos resíduos da suinocultura, principalmente da carga orgânica, onde se constatou boa eficiência na remoção de DBO e DQO.

Os valores de pH, alcalinidade total e acidez total permitiram constatar o bom tamponamento do sistema de tratamento.

As concentrações das formas nitrogenadas e de fósforo total ainda não permitem o descarte do efluente final em ambientes lóticos.

O efluente da lagoa de estabilização pode ser utilizado como biofertilizante.

REFERÊNCIAS

- ABREU JÚNIOR, C.H.; MURAOKA, T.; LAVORANTE, A.F.;
ALVAREZ, F.C. Condutividade elétrica, reação do solo e acidez potencial em solos adubados com composto de lixo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v.24, n.3, p.635-647, 2000.

APHA. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21th ed. Washington: APHA, 2005. 1.600 p.

ARAÚJO, I.S.; OLIVEIRA, J.L.R.; ALVES, R.G.C.M.; BELLI FILHO, P.; COSTA, R.H.R. Avaliação de sistema de tratamento de dejetos suínos instalado no estado de Santa Catarina. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v.16, n.7, p.745-753, jul. 2012.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA Nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Poder Executivo, Brasília, 18 de março de 2005.

CAMPOS, A.T.; VELOSO, A.V.; SILVA, E.B.; YANAGI JÚNIOR, T.; MATTIOLI, M.C. Nitrogen fertilization by deep bedding swine production and its effects on dry matter production and accumulation of nutrients by maize. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v.33, n.6, p.1257-1267, nov./dez. 2013.

- CAMPOS, A.T.; VELOSO, A.V.; SILVA, E.B. et al. Nitrogen fertilization by deep-bedding swine production and its effects on the properties of a quartzarenic neosol. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v.32, n.4, p.756-764, jul./ago. 2012.
- DANTAS, A.A.A.; CARVALHO, L.G.; FERREIRA, E. Classificação e tendências climáticas em Lavras, MG. *Ciência e Agrotecnologia*, Lavras, v.31, n.6, p.1862-1866, nov./dez. 2007.
- DUDA, R.M.; OLIVEIRA, R.A. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB e filtro anaeróbico em série seguidos de filtro biológico percolador. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v.16, n.1, p.91-100, jan./mar. 2011.
- EVANGELISTA, A.W.P.; CARVALHO, L.G.; DANTAS, A.A.A.; BERNARDINO, D.T. Potencial erosivo das chuvas em Lavras, MG: distribuição, probabilidade de ocorrência e período de retorno. *Irriga*, Botucatu, v.11, n.1, p.1-11, jan./mar. 2006.
- GAO, W.J.J.; LIN, H.J.; LEUNG, K.T. et al. Influence of elevated pH shocks on the performance of a submerged anaerobic membrane bioreactor. *Process Biochemistry*, Oxford, v.45, n.8, p.1279-1287, aug. 2010.

- GALBIATTI, J.A.; CAMELO, A.D.; SILVA, F.G. et al. Estudo qualiquantitativo do biogás produzido por substratos em biodigestores tipo batelada. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v.14, n.4, p.432-437, abr. 2010.
- KIEHL, E.J. *Novo Fertilizantes orgânicos*. Piracicaba: Editora Degaspari, 2010. 248p.
- KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. *Bioresource Technology*, Oxford, v.100, n.22, p.5485-5489, nov. 2009a.
- KUNZ, A.; STEINMETZ, R.; RAMME, M. et al. Effect of storage time on swine manure solid separation efficiency by screening. *Bioresource Technology*, Oxford, v.100, n.5, p.1815-1818, mar. 2009b.
- LUNA, M.L.D.; LEITE, V.D.; LOPES, W.S. et al. Tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos com baixa concentração de sólidos. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v.29, n.1, p.113-121, jan./mar. 2009.
- MARCOS, A.; AL-KASSIR, A.; MOHAMAD, A.A. et al. Combustible gas production (methane) and biodegradation of solid and liquid mixtures of meat industry wastes. *Applied Energy*, Oxford, v.87, n.5, p.1729-1735, may. 2010.

NUNES, M.A.G.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R.L.R.; PANIZ, J.N.G.

Aplicação de efluente tratado de suinocultura para diluição de dejetos suíno e remoção de nitrogênio por desnitrificação. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v.31, n.2, p.388-398, mar./abr. 2011.

OLIVEIRA, A.B.M.; ORRICO, A.C.A.; ORRICO JÚNIOR, M.A.P. et al.

Biodigestão anaeróbia de efluente de abatedouro avícola. *Revista Ceres*, Viçosa, v.58, n.6, p.690-700, nov./dez. 2011.

ORRICO, A.C.A.; ORRICO JÚNIOR, M.A.P.; LUCAS JÚNIOR, J.

Biodigestão anaeróbia dos dejetos de cabritos Saanen alimentados com dietas com diferentes proporções volumoso e concentrado. *Revista Brasileira de Zootecnia*, Viçosa, v.40, n.2, p.448-453, fev. 2011.

ORRICO JÚNIOR, M.A.P.; ORRICO, A.C.A.; LUCAS JÚNIOR, J.

Produção animal e o meio ambiente: uma comparação entre potencial de emissão de metano dos dejetos e a quantidade de alimento produzido. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v.31, n.2, p.399-410, mar./abr. 2011.

ORRICO JÚNIOR, M.A.P.; ORRICO, A.C.A.; LUCAS JÚNIOR, J.

Biodigestão anaeróbia dos resíduos da produção avícola: cama de frangos e carcaças. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v.30, n.3, p.546-554, mai./jun. 2010.

ORRICO JÚNIOR, M.A.P.; ORRICO, A.C.A.; LUCAS JÚNIOR.

Biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos com e sem separação da fração sólida em diferentes tempos de retenção hidráulica. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v.29, n.3, p.474-482, jul./set. 2009.

PALHARES, J.C.P.; CALIJURI, M.C. Caracterização dos afluentes e

efluentes suinícolas em sistemas de crescimento/terminação e qualificação de seu impacto ambiental. *Ciência Rural*, Santa Maria, v.37, n.2, p., mar./abr. 2007.

PEREIRA, E.L.; CAMPOS, C.M.M.; MOTERANI, F. Avaliação do

desempenho físico-químico de um reator UASB construído em escala piloto na remoção de poluentes de efluentes de suinocultura. *Ambi-Água*, Taubaté, v.5, n.1, p.79-88, 2010.

QUADROS, D.G.; OLIVER, A.P.M.; REGIS, U. et al. Biodigestão anaeróbia de dejetos de caprinos e ovinos em reator contínuo de PVC flexível. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v.14, n.3, p.326-332, mar. 2010.

RODRIGUES, L.S.; SILVA, I.J.; ZOCCATO, M.C.O. et al. Avaliação de desempenho de reator UASB no tratamento de águas residuárias de suinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v.14, n.1, p.94-100, jan. 2010.

SAMPAIO, S.C.; SILVESTRO, M.G.; FRIGO, E.P.; BORGES, C.M. Relação entre série de sólidos e condutividade elétrica em diferentes águas residuárias. *Irriga*, Botucatu, v.12, n.4, p.557-562, out./dez. 2007.

SANTOS, A.C.; OLIVEIRA, R.A. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios horizontais seguidos de reator aeróbio em batelada sequencial. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v.31, n.4, p.781-794, jul./ago. 2011.

SILVA, W.T.L.; NOVAES, A.P.; KUROKI, V. et al. Avaliação físico-química de efluente gerado em biodigestor anaeróbio para fins de avaliação de eficiência e aplicação como fertilizante agrícola. *Química Nova*, São Paulo, v.35, n.1, p.35-40, 2012.

VIVAN, M.; KUNZ, A.; STOLBERG, J.; PERDOMO, C.C.; TECHIO, V.H. Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v.14, n.3, p.320-325, mar. 2010.

(VERSÃO PRELIMINAR)

ARTIGO 2 Mitigação do impacto ambiental das emissões de metano em suinocultura pelo processo de biodigestão anaeróbia de resíduos

Artigo redigido conforme norma da Revista Biomass and Bioenergy para
submissão

Mitigação do impacto ambiental das emissões de metano em suinocultura pelo processo de biodigestão anaeróbia dos resíduos

Resumo: Nos últimos anos, um dos temas mais discutidos em todo mundo é a mudança climática. Nesse contexto, o setor pecuário é reconhecido por sua grande contribuição a este impacto ambiental. A atividade da suinocultura caracteriza-se por sistemas de produção intensivos e tecnificados, os quais preveem a concentração de animais em pequenas áreas, gerando grandes volumes de resíduos poluentes, de onde são emitidos gases de efeito estufa para a atmosfera. A tecnologia da biodigestão anaeróbia permite o manejo e o tratamento de resíduos, produz energia renovável e o biofertilizante, além de reduzir odores, patógenos e a emissão de gases de efeito estufa. Dessa forma, inventários de emissões de gases de efeito estufa devem fornecer uma base para o desenvolvimento de projetos de mitigação dessas emissões. O objetivo deste trabalho foi avaliar a mitigação do impacto ambiental causado pelas emissões de metano em sistema de produção de suínos, por meio da biodigestão anaeróbia dos resíduos. A metodologia selecionada foi proveniente da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima, sendo referendada como AMS-III.D/Versão 19, isto é, “Recuperação de Metano em Sistemas de Gerenciamento de Dejetos Animais”. Seguindo-se os conceitos descritos nessa metodologia, as emissões consideradas incluíram a emissão de metano de lagoas anaeróbias abertas e fugas de metano devido às perdas no biodigestor pela linha de base e pelo cenário do projeto proposto. Todas estas emissões foram calculadas e somadas e, em seguida, foram subtraídas das emissões da linha de base e, dessa forma, obteve-se a adicionalidade do projeto, que correspondeu às emissões que deixaram de ser emitidas devido à inserção do projeto proposto. O cálculo da adicionalidade do projeto (em ton CO₂eq ano⁻¹) consistiu da diferença entre as emissões da linha de base e as emissões do projeto. O resultado do potencial estimado de reduções foi de 2.617,46 ton CO₂eq ano⁻¹, equivalendo à 26.174,60 ton CO₂eq, numa projeção para 10 anos. Na eventual comercialização dos créditos de carbono, o retorno econômico para a propriedade estudada, desprezando-se quaisquer taxas impostas pelo mercado financeiro, seria de R\$ 287.083,53 no cenário decenal.

Palavras-chave: Construções rurais, dejetos de suínos, biogás, gases de efeito estufa, biossistemas, sustentabilidade.

**Mitigation of environmental impact of methane emissions from swine
production system by anaerobic biodigestion of wastes**

Abstract: In recent years, one of the most discussed topics worldwide is climate change. In this context, the livestock production is known to have a great environmental impact. Regarding the swine production, it is important to consider that the current patterns of this activity are characterized by intensive production systems, which predict the concentration of animals in small areas, generating large volumes of pollutants, which constitute a source of greenhouse gas (GHG) emissions. Therefore, the anaerobic biodigestion allows the management and treatment of animal wastes, producing renewable energy and bio-fertilizer, and it reduces odors, pathogens and GHG emissions. Thus, greenhouse gas emissions inventories provide a baseline to develop mitigation projects for reducing emissions. The goal of this work was to evaluate the environmental impact mitigation of methane emissions in swine production systems by the anaerobic digestion of wastes. To this end, the methodology selected comes from the United Nations Framework Convention on Climate Change, being referenced as AMS-III.D/Version 19, ie, "Methane Recovery Systems Management Animal Waste". Following the concepts described in this methodology, emissions considered include methane emissions from anaerobic open lagoons and methane leakage due to losses in the digester and the baseline scenario of the proposed project. All these emissions were calculated and summed and following, it were subtracted from the emissions baseline and thus that resulted additionality of the project, which corresponded to the emissions which were not issued due to the insertion of the proposed project. The calculation of additionality of the project (tonnes CO₂-eqv yr⁻¹) consisted of the difference between the baseline emissions and the project emissions. The mitigation potential calculated was 2,617.46 tonnes CO₂-eqv yr⁻¹, equivalent to 26,174.60 tonnes CO₂-eqv, a projection for 10 years. In the eventual commercialization of carbon credits, the economic return to the studied property, disregarding any fees imposed by the financial market would be worth R\$ 287,083.53 in decadal scenario.

Indexing terms: Rural buildings, piggery effluents, biogas, greenhouse gas, biosystems, sustainability.

INTRODUÇÃO

Apesar dos gases de efeito estufa, como o dióxido de carbono, metano, e óxido nítrico ocorrerem naturalmente na atmosfera, as atividades antrópicas têm alterado suas concentrações atmosféricas [1]. Desde a Revolução Industrial, as concentrações atmosféricas de dióxido de carbono, metano e óxido nítrico aumentaram em 31%, 151% e 17%, respectivamente [2], contribuindo, dessa forma, para o fenômeno do aquecimento global [1].

As atividades agropecuárias desempenham um papel importante no contexto das mudanças climáticas e, em uma escala global, estima-se que a contribuição seja de 47 a 58% do total de emissões antropogênicas de metano e óxido nítrico [3]. O setor pecuário, tem-se que ele respondeu com 18% das emissões de gases de efeito estufa [4-6], os quais são provenientes da fermentação entérica, dos confinamentos, dos sistemas de armazenamento e tratamento de dejetos e sua posterior aplicação nos solos.

Nesse contexto, no âmbito dos sistemas de produção animal, para suprir as necessidades do mercado consumidor de carnes e derivados, é importante considerar que os atuais moldes da exploração de suínos caracterizam-se por sistemas de produção intensivos e tecnificados, os quais preveem a concentração de animais em pequenas áreas, gerando, conseqüentemente, grandes volumes de resíduos poluentes [6-8].

Diante do exposto, nos últimos anos, a adoção de práticas convencionais para o manejo desses resíduos, representadas pelas esterqueiras e lagoas, vem caindo em desuso em virtude das grandes áreas

requeridas, do mal dimensionamento e da poluição ambiental constatada nas regiões de produção intensiva [5, 8-9].

Dentre as alternativas existentes para o manejo de resíduos, a tecnologia da biodigestão anaeróbia em biodigestores rurais pode contribuir para mitigar a degradação ambiental [6], bem como reduzir as emissões de gases de efeito estufa, pois, nesse processo, através dos biodigestores anaeróbios, captura-se metano, que seria emitido para a atmosfera [6, 10-13]. Além disso, o processo de biodigestão anaeróbia produz energia renovável (metano), além do biofertilizante, que pode ser utilizado na agricultura [6-8]. Ademais, a biodigestão anaeróbia da biomassa residual, abre oportunidade aos suinocultores para a venda dos chamados créditos de carbono.

Para que um projeto seja elegível dentro das regras do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) instituído pelo Protocolo de Quioto [8, 12, 14], há a necessidade de atendimento a vários aspectos, dentre eles, a adicionalidade. Um projeto será considerado adicional quando puder comprovar ou demonstrar que promove a redução das emissões de gases de efeito estufa ou o aumento das remoções desses gases, que sejam adicionais aos que ocorreriam na sua ausência. Assim, todo projeto de MDL deve demonstrar que existe adicionalidade em sua implementação [12, 14].

Por sua vez, a linha de base pode ser entendida como o nível de emissões de gases de efeito estufa que uma determinada empresa estaria emitindo para a atmosfera caso a atividade de projeto de MDL não tivesse sido implementada. A partir desse conceito, decorre a idéia de reduções de emissões de gases de efeito estufa, uma vez que se trata do abatimento

do nível de emissões efetivamente alcançado pela atividade do projeto, daquele que, hipoteticamente, teria ocorrido na situação de linha de base [12, 14].

Por fim, a quantidade de Reduções Certificadas de Emissões (RCE) de um determinado projeto será a diferença entre a Linha de Base e a Linha de Emissões desse projeto [8, 12].

Em se tratando da redução líquida de gases de efeito estufa associada a um biodigestor, tem-se que ela é afetada pelas emissões fugitivas de metano. Dessa forma, a contabilidade dessas emissões é parte importante para os cálculos de créditos de carbono. Contudo, ainda são escassos os cálculos para mensuração dessas emissões [13], justificando estudos nessa área.

Desse modo, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a mitigação do impacto ambiental das emissões de metano em sistema de produção de suínos pela biodigestão anaeróbia dos resíduos.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido na Granja Niterói, que possui sistema de produção de suínos de ciclo completo, ou seja, unidade de produção que abrange animais do nascimento até o abate, localizada no município de Lavras, estado de Minas Gerais, que, está situada à latitude de 21°11'37'' Sul e longitude de 45°02'49'' Oeste, com 918 m de altitude. De acordo com a classificação climática de Köppen, o clima de Lavras é Cwa, temperado chuvoso (mesotérmico) com inverno seco e verão chuvoso,

subtropical, com inverno seco e temperatura do mês mais quente maior que 22°C [15]. O total anual de precipitação pluvial é de 1.530 mm [16].

As edificações suinícolas que compõem o referido sistema de produção totalizam 5.974 m² de área interna, onde são alojados 5.955 animais, dentre os quais estão 411 matrizes e quatro cachações. Sobre o plantel de animais, é importante considerar que, nos modernos sistemas comerciais de produção de suínos, não se trabalha mais com raças puras ou cruzadas, mas sim com linhagens específicas (híbridos comerciais) visando a produção de carne de melhor qualidade.

As instalações são compostas por 15 galpões construídos predominantemente em alvenaria, os quais apresentam pés-direito de 3,0 m. Essas edificações possuem coberturas em telhas de fibrocimento, que estão suportadas por tesouras metálicas, as quais estão apoiadas em pilares de concreto. Visando impedir a entrada da água da chuva, os galpões são dotados de beirais com 0,90 m.

A maioria dos galpões possui piso ripado, sendo que alguns possuem piso compacto.

Nesse sistema, a produção diária de biomassa residual é de 54,85 m³, sendo os resíduos manejados na forma líquida e conduzidos para o sistema de tratamento, que é constituído por um tanque de equalização, dois biodigestores e uma lagoa de estabilização.

O tanque de equalização possui 210,33 m³ de volume, tendo a base menor (fundo) dimensões de 11 x 6 m, a base maior (borda superior do tanque) dimensões de 15 x 10 m, com profundidade de 2 m. Essa estrutura consta de um conjunto motobomba helicoidal de 25 m³ h⁻¹ de vazão e 15 cv de potência, que propicia a elevação do efluente até uma

caixa difusora de fluxo construída em polietileno, que distribui os resíduos para dois biodigestores, localizados em nível mais elevado na propriedade.

Dois biodigestores modelo canadense realizam o tratamento, propriamente dito, dos resíduos. A parte subterrânea de cada biodigestor possui formato de tronco de pirâmide invertido, tendo a base menor (fundo do biodigestor) dimensões de 27 x 12 m, a base maior (superior) dimensões de 32 x 17 m e profundidade de 2,5 m, perfazendo volume de 1.073,19 m³, sendo cobertos com geomembranas flexíveis (gasômetros) de policloreto de vinila (PVC), que apresentam 1,0 mm (1.000 µm) de espessura.

Por meio de tubulações de policloreto de vinila (PVC), a totalidade do biogás produzida nos biodigestores é transportada até um conjunto motor gerador, que converte a energia química do biogás em eletricidade, que atende a toda demanda energética da unidade de produção.

Após um tempo de retenção hidráulica (TRH) de 30 dias nos biodigestores, os resíduos eram escoados, por gravidade, através de tubos depolicloreto de vinila (PVC) de 200 mm, para uma lagoa de estabilização, que tem o formato elíptico, apresentando eixo maior de 60 m, eixo menor de 31 m, profundidade de 3,5 m e volume de 20.451,82 m³. A função dessa lagoa é armazenar o biofertilizante gerado, para, posteriormente, ser utilizado em áreas de pastagens e culturas anuais.

As paredes laterais e os fundos do tanque de equalização, dos biodigestores e da lagoa de estabilização, são revestidos com lona de impermeabilização de policloreto de vinila (PVC), a qual possui 0,8 mm (800 µm) de espessura.

A metodologia para estimativa da redução de emissão de carbono, em tonelada de dióxido de carbono equivalente por ano ($\text{ton CO}_2\text{eq ano}^{-1}$), foi fundamentada na linha de base para sistemas de manejo de resíduos, referendada como AMS-III.D/Versão 19, isto é, “Recuperação de Metano em Sistemas de Gerenciamento de Dejetos Animais” [17].

Esta metodologia simplificada é apropriada devido à atividade do projeto ser considerada da agroindústria e os cálculos das emissões de gases de efeito estufa serem estimados usando-se as diretrizes internacionalmente aceitas pelo IPCC – Painel Intergovernamental sobre Mudanças do Clima [18].

De maneira análoga ao que foi realizado por Angonese et al. (2007) [8], seguindo-se os conceitos descritos na AMS-III.D/Versão 19 [17], as emissões consideradas, nessa análise, incluíram a emissão de metano de lagoas anaeróbias abertas e fugas de metano devido às perdas no biodigestor pela linha de base (Figura 1) e pelo cenário do projeto proposto (Figura 2).

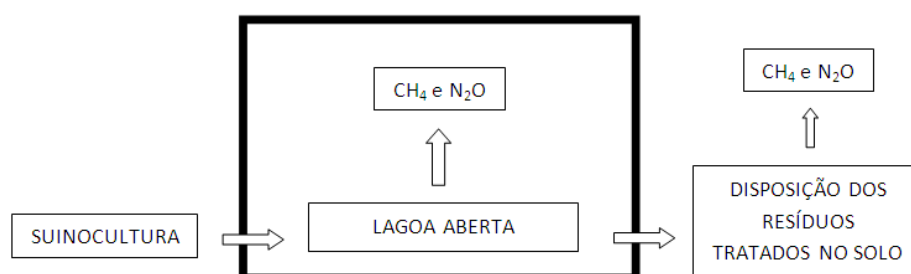


Figura 1. Esquema dos limites de um cenário com lagoa tradicional (linha de base).

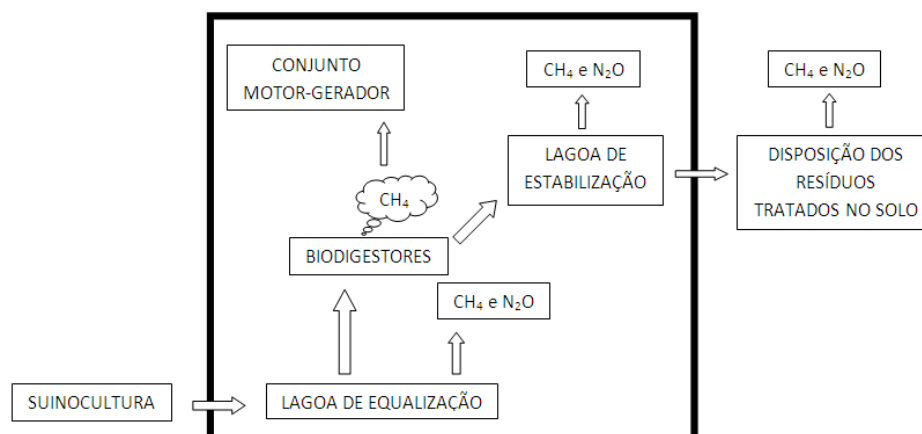


Figura 2. Esquema dos limites de fronteira do sistema proposto.

Esta metodologia de linha de base é aplicável para este projeto, pois, sem as atividades propostas por ela, o metano gerado pelo sistema atual de gerenciamento de resíduos animais continuaria a ser emitido diretamente para a atmosfera. Além disso, o projeto é de pequena escala, onde as emissões anuais são menores que 60 mil toneladas de dióxido de carbono equivalente [17].

A fronteira do sistema estudado envolve esquematicamente o fluxo básico da propriedade, considerando as emissões oriundas das práticas adotadas no sistema de gerenciamento de resíduos animais, incluindo as emissões resultantes da captura e posterior utilização do biogás. Contudo, a aplicação do biofertilizante no solo é feita em uma área próxima, mas fora da fronteira do sistema estudado [8].

Os cálculos das emissões de gases de efeito estufa dos suínos do rebanho da unidade de produção em questão foram efetuados (convertidos) para a unidade de medida padrão de gases de efeito estufa,

que é em ton CO₂eq ano⁻¹. Dessa forma, os cálculos foram efetuados para cada categoria animal (Tabela 1) e, primeiramente, efetuou-se os cálculos para a linha de base, ou seja, o quanto seria emitido de gases de efeito estufa, se não existisse o projeto proposto e, sequencialmente, calculou-se todas emissões fugitivas de gases de efeito estufa possíveis (ton CO₂eq ano⁻¹), correlacionadas a este projeto [17].

Tabela 1. Caracterização do plantel de suínos em relação ao número e à massa corporal dos animais.

Categoria animal	Número de animais produzidos anualmente na granja por categoria animal (N_{py})	Massa corporal média por categoria animal (W_{local})
Porcas amamentando	83	210 kg
Porcas em gestação	328	230 kg
Marrãs (porcas em preparação)	42	130 kg
Cachaços	4	265 kg
Leitões	2.209	18 kg
Suínos em crescimento-terminação	3.289	65 kg
Total	5.955	-

Todas estas emissões foram calculadas e somadas, para então serem subtraídas das emissões da linha de base, de onde foi obtida a adicionalidade do projeto, que corresponde às parcelas que deixam de ser emitidas devido à inserção do projeto de mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL) proposto[17].

De acordo com UNFCCC (2013) [17], primeiramente, foram calculadas as emissões da linha de base. Para tanto, aplicou-se a seguinte equação:

$$BE_y = GWP_{CH_4} * D_{CH_4} * UF_b * \sum MCF_J * B_{0,LT} * N_{LT,y} * VS_{LT,y} * MS\%_{Bl,j}$$

Em que:

- BE_y = emissões da linha de base no ano “y” (ton CO₂eq);
- GWP_{CH_4} = potencial de aquecimento global do metano comparado com o dióxido de carbono ($GWP_{CH_4} = 21$), seguindo-se o que consta em IPCC (2006) [18];
- D_{CH_4} = densidade do metano ($D_{CH_4} = 0,00067$ ton m⁻³ na temperatura média de 20° C e na pressão de 1 atm), conforme está descrito no relatório do IPCC (2006) [18];
- UF_b = fator de correção por incertezas ($UF_b = 0,94$);
- LT = categoria de animais no confinamento;
- j = tipo de sistema de gerenciamento de dejetos;
- MCF_J = fator de conversão de metano para a linha de base para o sistema de gerenciamento de dejetos “j”. Tanto para suínos de corte, quanto para reprodutores, o valor dessa variável é 0,78 (78%) e foi obtida no relatório emitido pelo IPCC (2006) [18];

- $B_{0, LT}$ = máximo potencial de produção de metano por sólido volátil gerado por animal por categoria “LT” ($m^3 CH_4 kg^{-1}$ de matéria seca). Tanto para suínos de corte, quanto para reprodutores, o valor desse parâmetro é $0,48 m^3 CH_4 kg^{-1}$ de matéria seca e foi obtido no IPCC (2006) [18];
- $N_{LT, y}$ = quantidade média de animais por categoria “LT” no ano “y” (números);
- $MS\%_{BI, j}$ = fração de dejetos manuseados no sistema de gerenciamento de resíduos ($MS\%_{BI, j} = 1$ ou 100%);
- $VS_{LT, y}$ = sólidos voláteis no confinamento “LT” no sistema de gerenciamento de resíduos no ano “y” (com base em peso de matéria seca e expresso em kg de matéria seca por categoria animal por ano);

O $VS_{LT, y}$ foi determinado através do escalonamento do fator padrão do valor do IPCC para ajustar o valor para um peso específico de animais em uma localidade [18], conforme demonstrado na equação a seguir:

$$VS_{LT, y} = (W_{padr\tilde{a}o}/W_{local}) * VS_{padr\tilde{a}o} * nd_y$$

Sendo:

- W_{local} = peso médio do animal em um confinamento definido por categoria (em kg);
- $W_{padr\tilde{a}o}$ = peso padrão do animal (em kg). De acordo com IPCC (2006) [18], para suínos de corte este valor é de 46 kg, enquanto que para reprodutores é de 198 kg;

- $VS_{\text{padrão}}$ = valor padrão para a taxa de sólidos voláteis dos dejetos de suínos por dia por categoria animal. É expresso em kg por animal em base de matéria seca por dia. Para suínos de corte, o valor dessa variável é 0,27 kg por animal por dia, enquanto que para suínos reprodutores, o valor é de 0,50 kg por animal por dia [18];
- nd_y = números de dias no ano “y” em que o sistema de gerenciamento de resíduos opera ($nd_y = 365$ dias).

Após os cálculos das emissões da linha de base, foram calculadas as emissões de gases de efeito estufa provocadas pelas atividades do projeto proposto ($\text{ton CO}_2\text{eq ano}^{-1}$), de acordo com a equação a seguir [17].

$$PE_y = PE_{PL, y} + PE_{\text{Queimador}, y} + PE_{\text{Power}, y}$$

Sendo:

- PE_y = emissões relacionadas às atividades do projeto no ano “y”;
- $PE_{PL, y}$ = são os vazamentos físicos de biogás (emissões fugitivas) no sistema de manejo de resíduos, incluindo, biodigestor, produção, coleta e transporte do biogás até o ponto de sua conversão em eletricidade, no conjunto motor gerador (em $\text{ton CO}_2\text{eq ano}^{-1}$);

- $PE_{\text{Queimador}}$ = são emissões provenientes da queima do biogás no queimador (em ton $\text{CO}_2\text{eq ano}^{-1}$). Este tipo de emissão não foi considerada nesse estudo, uma vez que a totalidade do biogás produzida na unidade de produção em questão é convertida em eletricidade pelo conjunto motor gerador;
- $PE_{\text{Power}, y}$ = são as emissões decorrentes do consumo de combustíveis fósseis ou eletricidade para operar os equipamentos do sistema de manejo de resíduos (em ton $\text{CO}_2\text{eq ano}^{-1}$). Para os combustíveis fósseis, este tipo de emissão não foi considerada nessa análise, uma vez que não há o consumo de combustíveis fósseis para operar o sistema de manejo de resíduos. Em contrapartida, embora não seja significativa, foi contabilizada, nesse estudo, as emissões decorrentes da utilização de eletricidade, visto que a energia elétrica oriunda da concessionária local, entra no sistema quando o conjunto motor gerador de eletricidade passa por algum tipo de manutenção.

As emissões relacionadas ao biodigestor foram determinadas de acordo com a seguinte equação [17]:

$$PE_{\text{Biodigestor}} = 0,10 * GWP_{\text{CH}_4} * D_{\text{CH}_4} * \sum B_{0,LT} * MS\%_{i,y} * N_{LT,y} * VS_{LT,y}$$

Em que:

- i = indexação para o sistema de gerenciamento de resíduos;

- $MS\%_{i, y}$ = fração de dejetos manuseados no sistema “I”. Integralmente, todo o resíduo da unidade de produção é destinado ao tratamento pelo processo de biodigestão anaeróbia, no qual se obterá o biogás. Para este caso tem-se que $MS\%_{i, y} = 100\%$ ou 1;
- GWP_{CH_4} , D_{CH_4} , $B_{0, LT}$, $N_{LT, y}$ e $VS_{LT, y}$ = são idênticos àqueles apresentados para o cálculo de BE_y .

As emissões anuais pelo consumo de eletricidade foram determinadas, conforme se verifica na equação [17]:

$$PE_{Energia\ Elétrica} = Consumo\ de\ Energia\ (MWh\ ano^{-1}) * Fator\ de\ Emissão\ (CO_2\ MWh^{-1})$$

Em que:

- Fator de emissão ($ton\ CO_2\ MWh^{-1}$) = 0,2920 [19].

Por fim, efetuou-se o cálculo da adicionalidade do projeto (em $ton\ CO_2eq\ ano^{-1}$), que consiste da diferença entre as emissões da linha de base e as emissões do projeto [17], como se pode observar na equação abaixo.

$$ER_{y, estimated} = BE_y - PE_y$$

Sendo:

- ER_y = redução de emissões em $ton\ CO_2eq\ ano^{-1}$;

- BE_y = redução da linha de base em ton CO₂eq ano⁻¹;
- PE_y = emissões do projeto em ton CO₂eq ano⁻¹.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para o cenário da linha de base, a estimativa de emissões foi de 3.031,31 tonCO₂eq ano⁻¹ (Tabela 2), que são emitidos diretamente para a atmosfera. Por outro lado, a estimativa de emissões para o consumo de eletricidade foi de 0,4290 ton CO₂ eq ano⁻¹. Dessa forma, considerando que a estimativa das emissões dos biodigestores foi de 413,42 ton CO₂ eq ano⁻¹ (Tabela 3), tem-se que a estimativa de cálculo de emissões relacionadas ao projeto proposto foi de 413,85 ton CO₂ eq ano⁻¹.

Tabela 2. Estimativa de cálculo das emissões da linha de base.

Categoria		GWP ¹	D ²	UF ³	MCF ⁴	B ⁵	N ⁶	VS ⁷	MS% ⁸	Emissões ⁹
Animal										
Porcas amamentando		21	0,00067	0,94	0,78	0,48	83	193,5600	1	79,55
Porcas gestação	em	21	0,00067	0,94	0,78	0,48	328	211,9900	1	344,31
Marrãs		21	0,00067	0,94	0,78	0,48	42	119,8200	1	24,92
Cachaços		21	0,00067	0,94	0,78	0,48	4	244,2600	1	4,84
Leitões		21	0,00067	0,94	0,78	0,48	2.209	36,9563	1	404,24
Crescimento-terminação		21	0,00067	0,94	0,78	0,48	3.289	133,4531	1	2.173,45
Total das emissões¹⁰										3.031,31

¹Potencial de aquecimento global do metano comparado com o dióxido de carbono; ²Densidade do metano; ³Fator de correção por incertezas; ⁴Fator de conversão de metano para a linha de base para o sistema de manejo dejetos; ⁵Máximo potencial de produção de metano por sólido volátil gerado por animal por categoria; ⁶Quantidade média de animais por categoria animal; ⁷Sólidos voláteis no confinamento por categoria animal; ⁸Fração de dejetos manuseados no sistema de gerenciamento de resíduos; ^{9,10}ton CO₂eq ano⁻¹.

Tabela 3. Estimativa de cálculo das emissões dos biodigestores.

Categoria Animal	Emissões Fugitivas¹	GWP²	D³	B⁴	MS%⁵	N⁶	VS⁷	Emissões⁸
Porcas amamentando	0,10	21	0,00067	0,48	1	83	193,5600	10,84
Porcas em gestação	0,10	21	0,00067	0,48	1	328	211,9900	46,96
Marrãs	0,10	21	0,00067	0,48	1	42	119,8200	3,40
Cachaços	0,10	21	0,00067	0,48	1	4	244,2600	0,66
Leitões	0,10	21	0,00067	0,48	1	2.209	36,9563	55,13
Crescimento-terminação	0,10	21	0,00067	0,48	1	3.289	133,4531	296,43
Total das emissões⁹								413,42

¹ As emissões fugitivas de biogás de um sistema de manejo de dejetos animais são estimadas em 10% do potencial máximo da produção de metano do dejetos; ²Potencial de aquecimento global do metano comparado com o dióxido de carbono; ³ Densidade do metano; ⁴Máximo potencial de produção de metano por sólido volátil gerado por animal por categoria; ⁵ Fração de dejetos manuseados no sistema de gerenciamento de resíduos; ⁶ Quantidade média de animais por categoria animal; ⁷ Sólidos voláteis no confinamento por categoria animal; ^{8,9}ton CO₂ eq ano⁻¹.

Diante disso, o resultado do potencial estimativo de reduções correspondeu à diferença entre as emissões da linha de base e as emissões do projeto proposto [17], onde foi encontrado o valor de 2.617,46 tonCO₂eq ano⁻¹. Numa projeção para 10 anos, o total estimado de reduções seria de 26.174,60 ton CO₂eq.

O fator que mais afetou as emissões de metano, para o sistema de manejo de resíduos, foi a quantidade de dejetos produzida e a porção de dejetos que pode decompor-se em condições anaeróbicas [1, 8]. A quantidade de metano emitida em um sistema de manejo de resíduos está relacionada a fatores como a espécie/categoria animal, o manejo alimentar, à configuração do sistema de tratamento de dejetos utilizado, à composição físico-química dos resíduos e a fatores ambientais, principalmente, os relacionados à temperatura [1, 3].

Estudando o potencial de redução das emissões de metano em quatro sistemas de produção de leite, Marañón et al. (2011) [20] observaram o valor de 27,4 ton CO₂eq ano⁻¹, para as pequenas propriedades e, 140,5 ton CO₂eq ano⁻¹, para as grandes propriedades. No Equador, Cornejo & Wilkie (2010) [1] estimaram as emissões de metano provenientes de resíduos de animais e evidenciaram que a atividade suinícola contribuiu com 4,429 x 10¹⁰ tonCO₂eq. Angonese et al. (2007) [8] avaliaram o potencial de redução de emissão de carbono de uma unidade de terminação de suínos e constataram 3.251,60 ton CO₂eq ano⁻¹ de redução.

Em relação às emissões de gases de efeito estufa (metano), conforme relataram Borhan et al. (2012), Sejian & Naqvi (2012) e Baylis & Paulson (2011) [10-12], existem diversas opções para mitigação desses gases, as quais estão focadas na alimentação, nas edificações para produção de animais e no manejo de resíduos, incluindo os processos de tratamento, com a posterior aplicação nos solos agrícolas.

Dessa forma, em se tratando dos sistemas de manejo e tratamento de resíduos, a tecnologia de digestão ou biodigestão anaeróbia, que é conhecida há séculos em todo o mundo, vem despertando o interesse de diversos setores da sociedade [21], em virtude dos benefícios econômicos e sociais, da busca por fontes renováveis de energia e pela possibilidade de mitigação da poluição ambiental, incluindo as emissões de gases de efeito estufa [22].

O processo de biodigestão da biomassa residual promove a geração de dois produtos, ou seja, energia renovável e biofertilizante, além de um serviço, que é representado pela venda dos créditos de carbono [1, 5-6, 10-11, 23].

Por meio dos biodigestores anaeróbios se produz energia renovável, a qual é advinda de carbono neutro, pois o carbono fotossintetizado dos resíduos orgânicos é convertido em metano e dióxido de carbono, os quais são devolvidos para a atmosfera, que acontece quando o biogás é queimado ou sua energia química é convertida em energia elétrica e, ou térmica [5].

Quando se trata de energia renovável, o metano, principal componente do biogás, é o combustível por excelência e quanto maior a porcentagem de metano, maior será o poder energético do biogás [24-25].

O outro produto do processo de biodigestão anaeróbia, o biofertilizante, contém macro e micronutrientes interessantes sob o ponto de vista de uso agrícola, que podem ser utilizados como fonte de nutrientes às culturas e aos solos, substituindo parcial ou totalmente os fertilizantes químicos [20].

No que se refere ao biofertilizante, além de se constituir numa alternativa para reciclagem dos nutrientes nas próprias unidades de produção [5, 20, 26], tem-se que a sua utilização constituiria em outra alternativa para mitigar a emissão de gases de efeito estufa, uma vez que a produção de fertilizantes químicos está associada à utilização de combustíveis fósseis, cuja queima promove o lançamento de quantidades significativas de gases de efeito estufa na atmosfera. Por exemplo, na produção de fertilizantes nitrogenados, os fatores de emissão atingem de 857,5 a 7.615,8 g CO₂eq kg⁻¹N produzido [1].

Contudo, é importante ressaltar que a quantidade de biofertilizante a ser aplicada depende do valor fertilizante, do tipo e condição química do solo e das exigências da cultura a ser implantada [27], pois quando os

resíduos orgânicos são adicionados em doses superiores à capacidade de retenção do solo, eles passam de fertilizantes a poluentes, alterando a qualidade do solo e, principalmente, da água [26].

Além disso, conforme relataram Borhan et al. (2012) [10], a forma de aplicação do biofertilizante aos solos agrícolas influencia na emissão de gases de efeito estufa, pois tem-se constatado que a aplicação direta do resíduo, sem incorporação, favorece a maior emissão desses gases.

Outros benefícios possibilitados pela biodigestão anaeróbia, incluem a redução dos odores e a diminuição de patógenos [5-6, 9-11]

Na unidade de produção onde foi realizado o presente trabalho, as estimativas para produção de biogás são de $1.178,40 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$, o que corresponde a uma produção anual de 430.116 m^3 . Dessa forma, no contexto da propriedade estudada, a totalidade de biogás produzida é consumida pelo grupo motor gerador, que converte a energia química do biogás em eletricidade, que atende a toda demanda energética da unidade de produção, incluindo, uma residência.

No Equador, Cornejo & Wilkie (2010) [1] constataram que o potencial de produção de energia elétrica a partir de 3.971 terajoules (TJ) de biogás foi de 275 gigawatt-hora (GWh).

A conversão da energia química do biogás em energia térmica e/ou elétrica é uma alternativa apontada por diversos pesquisadores para se atingir a sustentabilidade [1, 5, 8-9, 12, 20, 23].

Assim, por ser a suinocultura uma atividade sujeita à volatilidade do mercado [28], a produção de biogás representa uma opção de economia para o meio rural, visto que a sua energia química pode ser convertida em

energia térmica e/ou elétrica, as quais podem ser utilizadas para o autoabastecimento dos sistemas de produção [6].

A produção descentralizada de energia elétrica pode ser utilizada, na propriedade rural, substituindo ou reduzindo a aquisição de eletricidade distribuída pela concessionária local, sendo também possível a comercialização dos excedentes de eletricidade. Entretanto, um fator limitante na viabilidade técnica do sistema de geração de eletricidade é o número de animais na unidade de produção, que não deve ser inferior a 500 unidades, além de outros fatores que envolvem, por exemplo, a demanda de energia de instalações e equipamentos, a capacidade de investimento do produtor e o domínio técnico do sistema de geração [28].

Estudos sobre a geração de energia elétrica a partir do biogás, gerados por resíduos suínos, são ainda recentes [28]. Dessa forma, considerando que as unidades de produção de animais confinados demandam energia elétrica e fóssil, que são insumos bastante onerosos no processo produtivo, justificam-se estudos sobre o uso de energia alternativa nesse segmento [29].

A venda dos créditos de carbono também representa uma opção de renda no meio rural [12]. Conforme relatado anteriormente, numa projeção para 10 anos, o total estimado de reduções seria de 26.174,60 ton CO₂eq, equivalendo, segundo os resultados obtidos por Angonese et al. (2007) [8], a 26.174,60 RCE (Reduções Certificadas de Emissões). De acordo com Point Carbon [30], que fornece, diariamente, a cotação das RCE, em 09 de abril de 2014, uma RCE fechou em U\$S 4,99. No mesmo período, conforme dados fornecidos pela BM&F Bovespa [31], a cotação do dólar fechou em R\$ 2,198. Desse modo, se a propriedade estudada

negociasse as RCE, ou seja, comercializasse os créditos de carbono, desprezando-se quaisquer taxas de correção financeira [8], hipoteticamente, as 26.174,60 RCE corresponderiam a R\$ 287.083,53. Avaliando o potencial de redução de emissão de carbono, Angonese et al. (2007) [8] reportaram uma receita anual de R\$ 3.186,00 com a venda dos créditos de carbono para uma unidade de terminação de suínos com 600 animais.

No entanto, historicamente, esse mercado tem se mostrado extremamente volátil e arriscado, sugerindo que para uma maior eficácia desse comércio, há a necessidade de maior acessibilidade, transparência e implementação de políticas regulamentadoras [12].

Admitindo-se um conteúdo de 65% de metano presente no biogás [1, 29] e considerando o biogás gerado na unidade de produção estudada, que é de $430.116 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$, tem-se a produção de $279.575,40 \text{ m}^3$ de metano ano^{-1} . Nesse trabalho, as emissões fugitivas foram de $413,85 \text{ tonCO}_2\text{eq} \text{ ano}^{-1}$, correspondendo, dessa forma, a 7,05% da taxa de produção de metano. Esse valor está bem próximo ao valor preconizado pelo IPCC, que é de 10% [18]. No Canadá, Flesch et al. (2011) [13] avaliaram as emissões fugitivas em biodigestores e constataram um valor de 3,1% da taxa de produção de metano. De acordo com estes pesquisadores, as baixas taxas de emissão estão relacionadas ao estado de operação do biodigestor, embora a magnitude dessas emissões sejam maiores quando ocorre a queima do biogás.

Como todo produto, o biogás também constitui e sustenta uma cadeia de demandas e suprimentos relativamente complexa, ou seja, o biogás é centro gerador e mantenedor de economias que se constituem em seu

entorno. A produção de biogás demanda, consome e gera resultados econômicos e como se encontra pulverizada nos ambientes rurais favorecê-la significa também distribuir localmente os resultados econômicos produzidos por esta economia [5, 8].

Entretanto, apesar dos benefícios ocasionados pela biodigestão anaeróbia, esta tecnologia ainda enfrenta muitos desafios [5, 9], os quais são mais pronunciados em países em desenvolvimento [5, 23]. Um dos principais obstáculos para a produção de biogás a partir do processo anaeróbio ainda se refere ao elevado custo de capital dos biodigestores [1, 5]. Além disso, outras barreiras incluem subsídios aos combustíveis fósseis [1], a escassez de políticas governamentais adequadas para estimular o desenvolvimento das energias renováveis [5, 23], bem como a falta de incentivo financeiro para projetos que envolvam a geração de energia por microcentrais [5].

CONCLUSÕES

Os biodigestores podem se constituir em eficientes instrumentos de redução de emissão de dióxido de carbono equivalente.

O resultado do potencial estimado de reduções foi de 2.617,46 tonCO₂eq ano⁻¹, equivalendo à 26.174,60 ton CO₂eq, numa projeção para 10 anos.

Na eventual comercialização dos créditos de carbono, o retorno econômico para a propriedade estudada, desprezando-se quaisquer taxas impostas pelo mercado financeiro, seria de R\$ 287.083,53 no cenário decenal.

AGRADECIMENTOS

Os autores expressam seus agradecimentos à Granja Niterói pela parceria, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudo e, ao CNPq e à Fapemig pelo suporte financeiro para realização desse projeto de doutorado.

LITERATURA CITADA

- [1] Cornejo C, Wilkie AC. Greenhouse gas emissions and biogas potential from livestock in Ecuador. *Energy for Sustainable Development* 2010;14(4): 256-266.
- [2] 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* 2007;41(11): 2391-2399.
- [3] Dong H, Zhu Z, Zhou Z, Xin H, Chen Y. Greenhouse gas emissions from swine manure stored at different stack heights. *Animal Feed Science and Technology* 2011;166-167(23): 557-561.
- [4] Reckmann K, Traulsen I, Krieter J. Environmental Impact Assessment – methodology with special emphasis on European pork production. *Journal of Environmental Management* 2012;107(30): 102-109.
- [5] Massé DI, Talbot G, Gilbert Y. On farm biogas production: A method to reduce GHG emissions and develop more sustainable livestock operations. *Animal Feed Science and Technology* 2011;166-167 (23): 436-445.
- [6] Holm-Nielsen JB, Seadi TA, Oleskowicz-Popiel P. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. *Bioresource Technology* 2009;100(22): 5478-5484.
- [7] Souza CF, Campos JA, Santos CR, Bressan WS, Mogami CA. Produção volumétrica de metano – dejetos de suínos, *Ciência e Agrotecnologia* 2008;32(1): 219-224.
- [8] Angonese AR, Campos AT, Welter RA. Potencial de redução de emissão de equivalente de carbono de uma unidade suinícola com biodigestor. *Engenharia Agrícola* 2007;27(3): 648-657.

- [9] Vanotti, MB, Szogi AA, Millner PD, Loughrin JH. Development of a second-generation environmentally superior technology for treatment of swine manure in the USA. *Bioresource Technology* 2009;100(22): 5406-5416.
- [10] Borhan MS, Mukhtar S, Capareda S, Rahman S. Greenhouse Gas Emissions from Housing and Manure Management Systems at Confined Livestock Operations. In: Rebellón LFM, editor. *Waste management – an integrated vision*. Rijeka: InTech; 2012, p.259-296.
- [11] Sejian V, Naqvi SMK. Livestock and Climate Change: Mitigation Strategies to Reduce Methane Production. In: Liu G, editor. *Greenhouse gases – capturing, utilization and reduction*. Rijeka: InTech; 2012, p.255-276.
- [12] Baylis K, Paulson ND. Potential for carbon offsets from anaerobic digesters in livestock production. *Animal Feed Science and Technology* 2011;166-167(23): 446-456.
- [13] Flesch TK, Desjardins RL, Worth D. Fugitive methane emissions from an agricultural biodigester. *Biomass and Bioenergy* 2011;35(9): 3927-3935.
- [14] Silva WTP, Duarte ACL, Souza MAA. Implementação e otimização de projeto para certificação do MDL em estação de tratamento de águas residuárias. *Engenharia Sanitária e Ambiental* 2012;17(1): 13-24.
- [15] Dantas AAA, Carvalho LG, Ferreira E. Classificação e tendências climáticas em Lavras, MG. *Ciência e Agrotecnologia* 2007;31(6): 1862-1866.
- [16] Evangelista AWP, Carvalho LG, Dantas AAA, Bernardino DT. Potencial erosivo das chuvas em Lavras, MG: distribuição, probabilidade de ocorrência e período de retorno. *Irriga* 2006;11(1): 1-11.

- [17] UNFCCC. United Nations Framework Convention on Climate Change. AMS-III.D Small-scale Methodology: Methane recovery in animal manure management systems Version 19.0. In: CDM Methodology, 5th ed., nov. 2013. 257p.
- [18] IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. Emissions from livestock and manure management. In: Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. IPCC, 2006.
- [19] Brasil. Ministério de Ciência e Tecnologia. Fatores de Emissão de CO₂ pela geração de energia elétrica no Sistema Interligado Nacional do Brasil - Ano Base 2013. Disponível em, <http://www.mct.gov.br/index.php/content/view/346664.html#ancora>; 2014 [acessado em 20.01.14].
- [20] Marañón E, Salter AM, Castrillón L, Heaven S, Fernández-Nava Y. Reducing the environmental impact of methane emissions from dairy farms by anaerobic digestion of cattle waste. *Waste Management* 2011;31(8): 1745-1751.
- [21] Wu X, Yao W, Zhu J, Miller C. Biogas and CH₄ productivity by co-digesting swine manure with three crop residues as an external carbon source. *Bioresource Technology* 2010;101(11): 4042-4047.
- [22] Chae KJ, Jang A, Yim SK, Kim IS. The effects of digestion temperature and temperature shock on the biogas yields from the mesophilic anaerobic digestion of swine manure. *Bioresource Technology* 2008;99(1):1-6.
- [23] Key N, Tallard G. Mitigating methane emissions from livestock: a global analysis of sectoral policies. *Climatic Change* 2012;112(2): 387-414.
- [24] Weiss A, Jérôme V, Burghardt D, Likke L, Peiffer S, Hofstetter EM et al. Investigation of factors influencing biogas production in a large-scale thermophilic municipal biogas plant. *Applied Microbiology Biotechnology* 2009;84(5): 987-1001.

- [25] Prado MAC, Campos CMM. Produção de biogás no tratamento dos efluentes líquidos do processamento de Coffea arábica L. em reator anaeróbico UASB para o potencial aproveitamento na secagem do café. *Ciência e Agrotecnologia* 2008;32(3): 938-947.
- [26] Gatiboni LC, Brunetto G, Kaminski J, Rheinheimer DS, Ceretta CA, Basso CJ. Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejetos líquido de suínos em pastagem natural. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 2008;32(4): 1753-1761.
- [27] Kiehl EJ. *Novo Fertilizantes orgânicos*. Piracicaba: Editora Degaspari; 2010. 248p.
- [28] Martins FM, Oliveira PAV. Análise econômica da geração de energia elétrica a partir do biogás na suinocultura. *Engenharia Agrícola* 2011;31(3): 477-486.
- [29] Santos TMB, Lucas Júnior J, Silva FM. Avaliação do desempenho de um aquecedor para aves adaptado para utilizar biogás como combustível. *Engenharia Agrícola* 2007;27(3): 658-664.
- [30] Point Carbon. Ice lasttradedprice. Disponível em, <http://www.pointcarbon.com/productsandservices/carbon/>; 2014 [acessado em 09.04.14].
- [31] BM&F Bovespa. Financeiro. Disponível em, <http://www.bmfbovespa.com.br/home.aspx?idioma=pt-br>; 2014 [acessado em 09.04.14].

(VERSÃO PRELIMINAR)

**ARTIGO 3 Custo energético de construção de biodigestores para o
 manejo e tratamento de resíduos da suinocultura**

Artigo redigido conforme norma da Revista Energy and Buildings para
submissão

Custo energético de construção de biodigestores para o manejo e tratamento de resíduos da suinocultura

Resumo: Pela praticidade e simplicidade de construção, nos últimos anos, os biodigestores tubulares, também conhecidos como canadense, têm sido utilizados para o manejo e tratamento de resíduos da suinocultura. Contudo, a escassez de informações acerca da composição energética destas estruturas limita a realização de estudos relacionados às análises energéticas nesses biosistemas. O objetivo deste trabalho foi contabilizar a energia empregada na construção de biodigestores anaeróbios de fluxo tubular utilizados para o manejo e tratamento de resíduos da suinocultura. Para tanto, foram quantificados os componentes envolvidos na construção dos biodigestores e, em seguida, para transformação em unidades de energia desses componentes, multiplicou-se a quantidade destes pelos seus respectivos coeficientes energéticos. Os resultados indicaram que a construção dos biodigestores consumiu 490.179,59 MJ de energia, sendo que o componente mais expressivo no consumo energético foram as geomembranas flexíveis de PVC (29,33%), seguido pelas tubulações de PVC com 28,45% e pelas lonas de impermeabilização com 21,06% da energia consumida. Considerando o volume útil dos biodigestores, o índice energético determinado foi de 228,38 MJ m⁻³.

Palavras-chave: Construções rurais, energia, biogás, biosistemas, sustentabilidade.

**Energy costs of anaerobic digesters building for the management
and treatment of swine waste**

Abstract: For convenience and simplicity of construction in recent years, the tubular digesters have been used for the management and treatment of swine wastes. However, the scarcity of information about the energy composition of these structures limits the realization of energetic analyzes related to these biosystems. The goal of this work was to evaluate the estimated energy involved in the construction of anaerobic biodigesters used for the management and treatment of swine wastes. The components involved in the construction of anaerobic biodigesters were quantified and transformed in energy units. Following, the quantity was multiplied by their respective energy coefficients. The results indicated that the construction of biodigesters consumed 490,179.59 MJ of energy. The most significant energy component in the energy consumption were flexible PVC geomembranes (29.33%), followed by pipes with 28.45% and sealing of tarps with 21.06% energy consumed. Considering the useful volume of the biodigesters, the energy index was determined as 228.38 MJ m⁻³.

Indexing terms: Rural buildings, energy, biogas, biosystems, sustainability.

INTRODUÇÃO

O estudo da energia empregada em sistemas agrícolas, seus fluxos, distribuição e conversão constituem importante instrumento para a avaliação da sustentabilidade, principalmente considerando as crises no setor energético [1-3]. Esse procedimento possibilita a determinação dos processos, materiais e equipamentos de maior consumo de energia, indicando opções de economia [3-4].

Contudo, é importante considerar que, dos debates estabelecidos sobre a questão energética no Brasil, o estudo sobre o balanço energético dos sistemas produtivos tem sido pouco explorado, uma vez que maiores considerações têm sido efetuadas na busca por novas fontes, a partir de culturas com alto potencial de produção calórica [5].

Nesse contexto, pouca atenção tem sido dada a respeito dos consumos energéticos para construções e instalações utilizadas nos diversos processos produtivos agrícolas brasileiros [3], justificando estudos nessa área, uma vez que a construção civil é um setor bastante heterogêneo [6-7] e dependente de energia [8]. Assim, a origem dos materiais ou matéria-primas empregados em uma construção é um dos principais fatores que influenciam seu custo energético [3].

No meio rural, os biodigestores anaeróbios consistem de construções muito recomendadas nos tempos atuais, haja vista que sua utilização contribui para integração e sustentabilidade de diversas atividades aproveitando o resíduo, que, normalmente, é dado pouco ou mesmo nenhum valor comercial e, convertendo-o em duas grandes fontes de desenvolvimento, ou seja, energia renovável e biofertilizante. Além disso,

essas estruturas promovem o saneamento e reduzem as emissões de gases de efeito estufa [9-14].

Desse modo, por se constituírem nas estruturas responsáveis pela geração de energia renovável, estudos acerca do custo energético dos biodigestores representam uma abordagem promissora, a fim de incrementar os dados disponíveis na literatura, principalmente para os estudos envolvendo os fluxos de energia em sistemas biointegrados, que promovem a geração de vultosas quantidades de resíduos orgânicos com o seu posterior aproveitamento [2,15].

Diante do exposto, objetivou-se com o presente trabalho estimar o consumo energético envolvido na construção de biodigestores modelo canadense, que promovem o manejo e o tratamento de resíduos em um sistema de produção de suínos.

MATERIAL E MÉTODOS

Foi realizada uma estimativa da energia envolvida na construção da estrutura responsável pelo manejo e tratamento de resíduos de um sistema de produção de suínos de ciclo completo, localizado no município de Lavras, estado de Minas Gerais, que está situada à latitude de 21°11'37'' Sul e longitude de 45°02'49'' Oeste, com 918 m de altitude. De acordo com a classificação climática de Köppen, o clima de Lavras é Cwa, temperado chuvoso (mesotérmico) com inverno seco e verão chuvoso, subtropical, com inverno seco e temperatura do mês mais quente maior que 22°C [16]. O total anual de precipitação pluvial é de 1.530 mm [17].

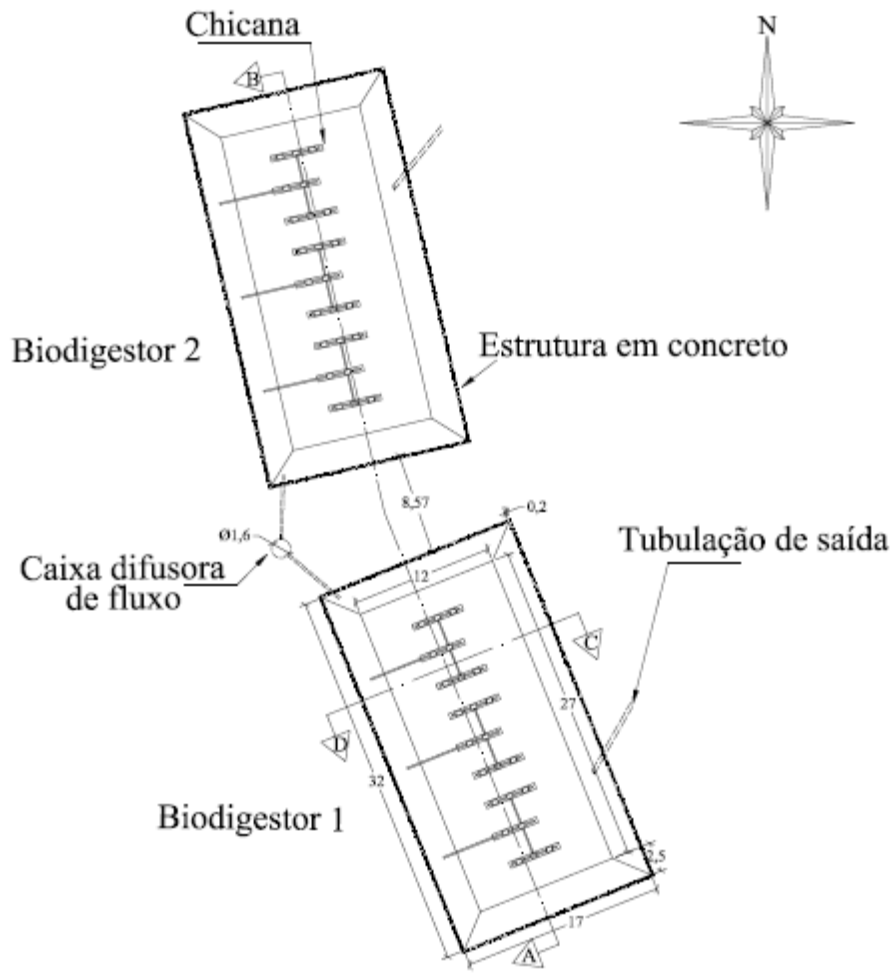
O sistema de produção de suínos em questão produz diariamente 54,85 m³ de biomassa residual. Diante disso, dois biodigestores modelo canadense (Figura 1), também denominados de tubulares [12, 15, 18-19], dimensionados para um tempo de retenção hidráulica de 30 dias e operação contínua, realizam o tratamento, propriamente dito, dos resíduos.



Figura 1. Biodigestores modelo canadenses para o tratamento anaeróbio dos resíduos da suinocultura.

A parte subterrânea de cada biodigestor possui formato de tronco de pirâmide invertido, tendo a base menor (fundo do biodigestor) dimensões de 27 x 12 m, a base maior (superior) dimensões de 32 x 17 m e profundidade de 2,5 m, perfazendo volume de 1.073,19 m³.

Estão apresentadas a planta baixa e os cortes dos biodigestores (Figuras 2, 3 e 4).



PLANTA BAIXA

Escala não definida

Figura 2. Planta baixa dos dois biodigestores modelo canadense (sem escala) e sua respectiva orientação geográfica. Observação: Unidade de cotação = metro.

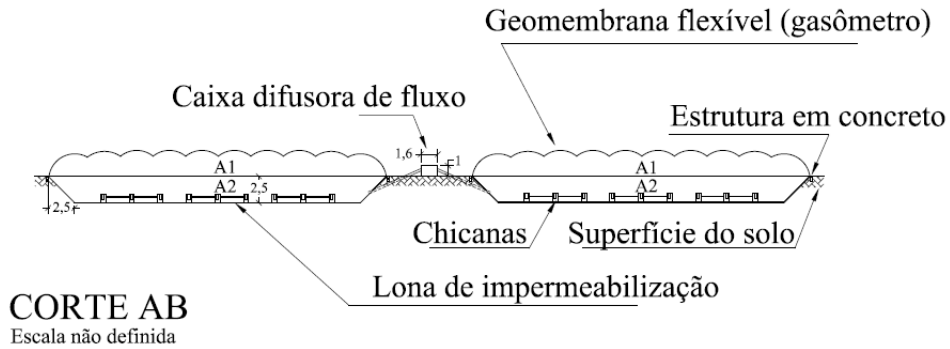


Figura 3. Corte longitudinal dos dois biodigestores modelo canadense (sem escala). Observação: A1 é a região do gasômetro; A2 é a câmara de fermentação; Unidade de cotação = metro.

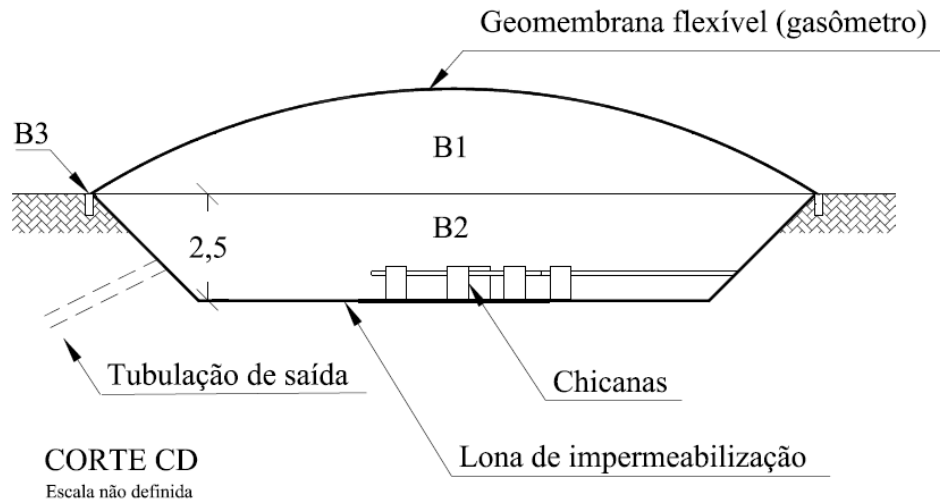


Figura 4. Corte transversal dos dois biodigestores modelo canadense (sem escala). Observação: B1 é a região do gasômetro; B2 é a câmara de fermentação; B3 é a estrutura em concreto; Unidade de cotação = metro.

Uma caixa difusora de fluxo (Figura 5), construída em polietileno, distribui uniformemente os dejetos advindos da granja, para os dois biodigestores.



Figura 5. Caixa difusora de fluxo.

As câmaras de fermentação dos biodigestores (“A2” da Figura 3 e “B2” da Figura 4) possuem paredes laterais e fundo revestidos com lona de impermeabilização de policloreto de vinila (PVC), a qual possui 0,8 mm (800 μ m) de espessura, cuja função é impedir a infiltração de material orgânico ao solo.

Uma estrutura em concreto (Figura 3 e “B3” da Figura 4), com 0,50 m de profundidade e 0,20 m de largura, construída sobre todo perímetro superior das câmaras de fermentação, afixam e promovem a vedação dos gasômetros (“A1” da Figura 3 e “B1” da Figura 4). Estes gasômetros

foram manufaturados com geomembranas flexíveis de policloreto de vinila (PVC), que apresentavam 1,0 mm (1.000 μm) de espessura.

Nesse trabalho, também foram consideradas as tubulações depolicloreto de vinila (PVC) responsáveis por conduzir o fluxo (entrada e saída) dos resíduos nos biodigestores, bem como as tubulações requeridas para o transporte do biogás.

O sistema foi delimitado pelas atividades relativas à construção dos biodigestores (Figura 6), as quais incluíram operações referentes à movimentação de terra, técnicas construtivas, mão-de-obra e materiais empregados na construção civil, destacando-se os seguintes componentes: mão-de-obra, óleo diesel, óleo lubrificante, graxa, máquinas, geomembranas flexíveis de PVC, lona de impermeabilização, tubulações de PVC, caixa difusora de fluxo, fundações de concreto, chapas de aço e parafusos.



Figura 6. Etapas referentes à construção dos biodigestores: (A e B) escavação dos biodigestores; (C e D) início das operações de enchimento dos biodigestores; (E) biodigestores modelo canadense implantados com destaque para o gasômetro de PVC.

Os componentes envolvidos na construção dos biodigestores foram quantificados e para sua transformação em unidades de energia, multiplicou-se a quantidade destes pelos seus respectivos coeficientes

energéticos estabelecidos por diversos autores e por catálogos de fabricantes (Tabela 1).

Tabela 1. Componentes energéticos referentes à construção de dois biodigestores canadenses e seus respectivos coeficientes energéticos.

Componente de entrada	Coefficiente Energético	Unidades	Vida Útil
Mão-de-obra ¹	4,39	MJ homem ⁻¹ h ⁻¹	-
Óleo diesel ¹	47,48	MJ L ⁻¹	-
Graxa ²	43,38	MJ kg ⁻¹	-
Óleo lubrificante ²	37,75	MJ L ⁻¹	-
Chapas de aço ¹	62,78	MJ kg ⁻¹	20 anos
Geomembrana flexível de PVC ¹ (1.000 mμ)	119,99	MJ kg ⁻¹	05 anos ⁶
Lona de impermeabilização de PVC ¹ (800 mμ)	119,99	MJ kg ⁻¹	05 anos ⁶
Parafusos de aço ¹	62,78	MJ kg ⁻¹	20 anos
PVC ¹ (Tubulação 100 mm)	119,99	MJ kg ⁻¹	40 anos
PVC ¹ (Tubulação 200 mm)	119,99	MJ kg ⁻¹	40 anos
Polietileno ³ (Caixa difusora de fluxo)	108,70	MJ kg ⁻¹	50 anos
Fundação/Concreto ⁴	641,64	MJ m ⁻³	-
Caminhão Volkswagen VW 11130 ⁵	57,2	MJ kg ⁻¹	10.000 horas
Retroescavadora Caterpillar 430E IT ⁵	57,2	MJ kg ⁻¹	10.000 horas
Trator de esteiras Caterpillar D6K ⁵	57,2	MJ kg ⁻¹	10.000 horas

Fonte: ¹ [20]; ² [21]; ³ [22]; ⁴ [3]; ⁵ [1]; ⁶ Conforme informado pelo fabricante.

Para o cálculo da energia consumida por máquinas e equipamentos, utilizou-se metodologia empregada por diversos pesquisadores [1-4, 21,

23], a qual consiste na aplicação de um método baseado na depreciação energética, que com base na massa das máquinas e equipamentos, consiste em depreciá-los durante sua vida útil.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 2, estão apresentadas as máquinas utilizadas no processo de construção (escavação e terraplenagem) dos biodigestores, com suas respectivas massas, vida útil e horas de utilização, bem como o consumo de combustíveis e lubrificantes. As massas, os consumos de óleo diesel, óleo lubrificante e graxa dos itens foram estimados a partir dos manuais das máquinas.

Tabela 2. Máquinas utilizadas na construção de dois biodigestores canadenses: consumo de combustível e tempo de utilização.

	Massa (kg)	Consumo			Utilização (horas)	Vida útil (horas)
		Diesel (L)	Lubrificante (L)	Graxa (kg)		
Caminhão ¹	7.020	98	2	0,45	28	10.000
Caminhão ¹	7.020	98	2	0,45	28	10.000
Retroescavadora ²	8.792	384	5	1,00	32	10.000
Trator de esteiras ³	12.886	819	11	2,00	43	10.000

¹ Volkswagen VW 11130; ² Caterpillar 430E IT; ³ Caterpillar D6K.

Na Tabela 3 estão apresentadas as quantificações médias dos diferentes componentes empregados no processo construtivo dessas estruturas.

Tabela 3. Quantificação média dos componentes energéticos envolvidos na construção de dois biodigestores canadenses.

Componentes	Quantidade
Mão-de-obra	488 horas
Óleo diesel	1.399 L
Graxa	3,9 kg
Óleo lubrificante	20 L
Chapas de aço	138,34 kg
Geomembrana flexível de PVC ¹ (1.000 m μ)	1.323,00 kg
Lona de impermeabilização de PVC ¹ (800 m μ)	949,50 kg
Parafusos de aço	122,62 kg
PVC (Tubulação de 100 mm)	302,40 kg
PVC (Tubulação de 200 mm)	860,00 kg
Caixa difusora de fluxo	36,00 kg
Fundação/Concreto	11,88 m ³
Caminhão Volkswagen VW 11130	56 horas
Retroescavadora Caterpillar 430E IT	32 horas
Trator de esteiras Caterpillar D6K	43 horas

A partir do detalhamento do consumo energético dos seus diferentes componentes, os biodigestores modelo canadense utilizados para o manejo e tratamento dos resíduos da suinocultura consumiram o total de

490.179,59 MJ em sua construção (Tabela 4). Considerando-se o volume total dessas estruturas, ou seja, 2.146,38 m³, o índice energético determinado foi de 228,38 MJ m⁻³.

Tabela 4. Energia consumida (MJ) pelos componentes envolvidos na construção de dois biodigestores canadenses.

Componente de entrada	Consumo de Energia (MJ)
Mão-de-obra	2.142,32
Óleo diesel	66.424,52
Graxa	169,18
Óleo lubrificante	755,00
Chapas de aço	8.684,99
Geomembrana flexível de PVC(1.000 mμ)	143.757,90
Lona de impermeabilização de PVC (800 mμ)	103.210,70
Parafusos de aço	7.698,08
PVC (Tubulação 100 mm)	36.284,98
PVC (Tubulação 200 mm)	103.191,40
Caixa difusora de fluxo	3.913,20
Fundação/Concreto	7.622,68
Caminhão Volkswagen VW 11130	2.023,78
Retroescavadora Caterpillar 430E IT	1.448,36
Trator de esteiras Caterpillar D6K	2.852,50
ENERGIA CONSUMIDA	490.179,59

Em um estudo sobre a eficiência energética de uma suinocultura com um plantel de 600 suínos em fase de crescimento-terminação, dois

biodigestores com 30 m³ de capacidade, utilizados para o manejo e tratamento dos resíduos foram responsáveis pelo consumo de 3.785,80 MJ de energia, a partir do qual foi determinado um índice energético de 126,19 MJ m⁻³ [2], valores estes que diferem dos encontrados nesse trabalho. Contudo, os biodigestores empregados na pesquisa de Angonese et al. (2006) [2] eram formados por dois tanques cilíndricos (usados em postos de combustível), construídos em aço carbono, possuindo, dessa forma, peculiaridades construtivas bem diferentes dos biodigestores canadenses avaliados nesse estudo.

Embora haja grandes diferenças no tocante ao consumo de energia e entre as tipologias construtivas dos biodigestores avaliados nesse estudo e aos analisados por Angonese et al. (2006) [2], ressalta-se que essa grande variação demonstra a necessidade de mais estudos para as instalações rurais conduzidas no Brasil, considerando a diferenciação regional e o nível de sofisticação dessas construções. Essa variação se torna ainda mais acentuada, quando se compara o custo energético para construção no Brasil e em outros países [3].

Diversas pesquisas analisaram o dispêndio de energia em instalações rurais, por meio da metodologia envolvendo a composição energética dos materiais utilizados em construções. Veloso et al. (2012) [4] verificaram que um galpão destinado à produção de suínos em cama sobreposta consumiu o total de 1.743.783,37 MJ em sua construção, apresentando um índice energético de 1.170,43 MJ m⁻². Diante da mesma rubrica energética, Souza et al. (2009) [1] reportaram o valor de 9.429,33 MJ para instalações de suínos e obtiveram 7,86 MJ m⁻² de coeficiente energético. Angonese et al. (2006) [2] relataram que as construções destinadas à

produção de suínos consumiram 9.151,14 MJ de energia, as quais apresentaram 956,03 MJ m⁻² de coeficiente energético. Por sua vez, Campos et al. (2003) [3] analisaram uma edificação em alvenaria com estrutura auto-portante em concreto armado para armazenamento de feno e obtiveram o valor de 103.327,73 MJ com índice energético de 587,09 MJ m⁻².

Na mesma linha de raciocínio, por meio de um levantamento dos componentes energéticos envolvidos na construção de lagoas de estabilização em série utilizadas no manejo e tratamento de resíduos da suinocultura, Souza et al. (2009) [1] observaram que essas estruturas foram responsáveis pelo dispêndio de 1.393,92 MJ de energia, a partir do qual se determinou um índice energético de 2,51 MJ m⁻³.

Para demonstrar o quanto o setor de construção civil é dependente de energia, Chang et al. (2010) [8] identificaram que o consumo energético em edificações responderam por 47% do consumo total de energia na China. Ademais, os mesmos pesquisadores destacaram que, em virtude da acelerada urbanização, bem como da construção de infraestrutura, esse percentual tende a aumentar nas próximas décadas.

Na Figura 7, são demonstradas as participações de todas as rubricas energéticas envolvidas na construção dos biodigestores modelo canadense.

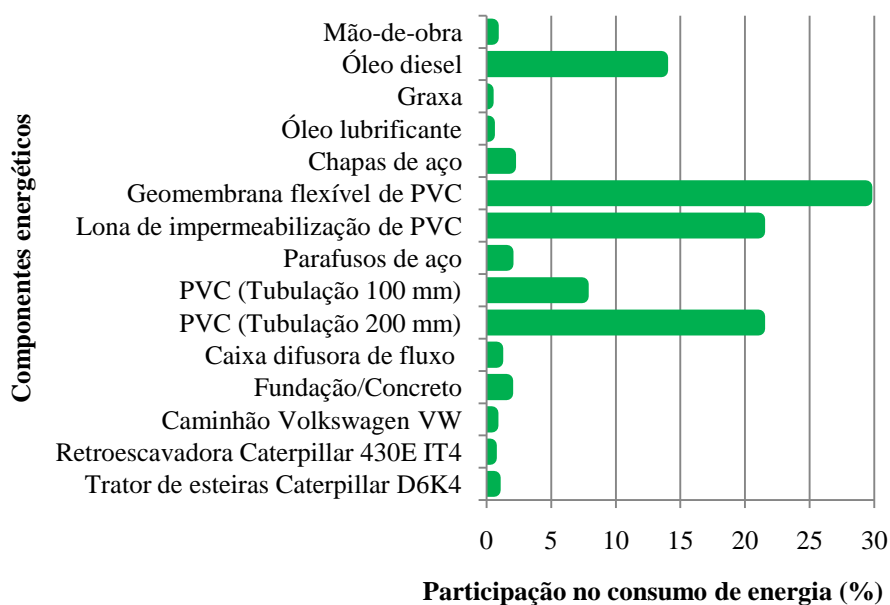


Figura 7. Participação percentual dos diferentes componentes energéticos envolvidos na construção de dois biodigestores canadenses.

Em sua análise energética sobre a produção de feno de *Cynodondactylon*, Campos et al. (2005) [5] utilizaram a terminologia “estrangulador” ao se referirem à rubrica energética que mais consumiu energia no sistema estudado. Diante disso, nesse trabalho, tem-se que o principal “estrangulador” de energia foram as geomembranas flexíveis de PVC (Tabela 4 e Figura 6), utilizadas como gasômetros, com 29,33% (143.757,90 MJ) do total de energia consumida. Em seguida, as tubulações de PVC e a lona de impermeabilização (Tabela 4 e Figura 6), responderam com 28,45% (139.476,38 MJ) e 21,06% (103.210,70 MJ), respectivamente.

As geomembranas e as lonas de impermeabilização dos biodigestores avaliados nesse trabalho constituem-se nos chamados geossintéticos, que são um conjunto de produtos poliméricos industriais, cujas propriedades contribuem para a melhoria de obras de engenharia civil, exercendo múltiplas funções, tais como: reforço, filtração, drenagem, proteção, separação, impermeabilização, controle de erosão superficial, dentre outros [24]. O advento desses produtos revolucionou vários aspectos do projeto e construção de obras na construção civil e, em particular, das obras de proteção ambiental [24, 25].

Embora apresentem um elevado custo de capital [26], além de alto custo energético, conforme foi identificado nessa pesquisa, atualmente, as geomembranas flexíveis de PVC, usadas como gasômetros de biodigestores modelo canadense, são fundamentais ao processo de biodigestão anaeróbia de resíduos orgânicos no meio rural, pois estas estruturas apresentam praticidade e simplicidade de construção, possuem capacidade de alongação, que permite fácil acoplamento com os movimentos decorrentes da produção de biogás, além de serem resistentes às variações de temperatura e à radiação solar [27].

Ressalta-se, ainda, que as geomembranas usadas como gasômetro possibilitam a captura de metano, o que contribui para minimizar a emissão desse e de outros gases de efeito estufa para a atmosfera [9-10, 13, 28].

Com relação às lonas de impermeabilização, ressalta-se que, de acordo com Pitanga et al. (2013) e Lavoie et al. (2013) [24, 25], esses materiais minimizam a infiltração de efluentes e gases contaminantes a partir da

degradação dos resíduos gerados pelas atividades antrópicas, impedindo-os de atingir as águas subterrâneas.

O consumo expressivo de energia apresentado pelas tubulações de PVC, isto é, 28,45% (139.476,38 MJ) da energia consumida no total (Tabela 4 e Figura 7) pode ser justificado pelo fato desses materiais serem indispensáveis para promover o lançamento dos resíduos da suinocultura para os biodigestores, sendo também requeridos para transportar o biogás dos biodigestores até o conjunto motor gerador de eletricidade.

Nesse trabalho, a energia consumida pelo óleo diesel e lubrificantes (óleo lubrificante e graxa) utilizados para o acionamento de máquinas, durante as operações de terraplenagem e escavação, correspondeu a 13,73% (67.348,70 MJ) do total de energia requerida para a construção dos biodigestores (Tabela 4 e Figura 7).

Por outro lado, Jasper et al. (2010) [21] detectaram que o óleo diesel respondeu com 23,04% do dispêndio energético em um sistema de produção de crambe (*Crambe abyssinica* Hochst). Trabalhando com culturas forrageiras, Campos et al. (2005) e Campos et al. (2004) [5, 29] observaram que combustíveis e lubrificantes apresentaram, respectivamente, 75,05 e 59,61% do consumo total de energia, assumindo maior contribuição no aporte de energia direta dos sistemas estudados. Nesse contexto, Biaggioni & Bovolenta (2010) [30] salientaram que é necessário a busca por alternativas mais sustentáveis do ponto de vista energético, que possibilitem a utilização mais racional de recursos naturais não renováveis, principalmente, do óleo diesel.

Em relação aos itens com menor dispêndio de energia na construção dos biodigestores, como é o caso da mão-de-obra, chapas de aço,

parafusos, caixa difusora de fluxo, fundação de concreto e máquinas (Tabela 4 e Figura 7), é necessário mencionar que na quantificação energética, componentes com baixo consumo de energia, em termos percentuais, podem ocasionar impactos econômicos, ambientais e sociais importantes [4, 23].

Ressalta-se que é comum encontrar biodigestores semelhantes aos desse estudo consumindo quantidades diferentes de energia e isso pode estar correlacionado aos materiais e técnicas construtivas empregados, aos equipamentos e práticas de manejo [4, 23].

O setor da construção civil incorpora uma quantidade significativa da energia consumida em um país ou região. Em tempos onde se preconiza uma melhor eficiência energética dos sistemas de produção para garantia da sustentabilidade, faz-se necessário o estudo dos componentes energéticos embutidos nesse setor, associando-os aos aspectos socioeconômicos, à otimização da logística e da infraestrutura de energia, dentre outros [8].

De acordo com Cirino & Faria (2013) [28], o tempo de vida útil de um biodigestor é de 15 anos, após os quais são necessários novos investimentos em decorrência do uso e da depreciação. Na unidade de produção de suínos estudada, do nascimento até o abate, os animais são produzidos em um ciclo de 150 dias. Diante disso, em estudos sobre o balanço energético, os biodigestores avaliados na energia indireta apresentariam um consumo energético de $13.429,58 \text{ MJ ciclo}^{-1}$.

CONCLUSÕES

O componente energético mais expressivo na construção de biodigestores modelo canadense foi as geomembranas flexíveis de PVC (29,33%) empregadas nos gasômetros dos biodigestores, seguido pelas tubulações de PVC (28,45%) e lonas de impermeabilização dos fundos dos biodigestores (21,06%).

O índice energético por volume útil de construção de biodigestor modelo canadense foi de 228,38 MJ m⁻³.

Em estudos sobre o balanço energético em sistemas de produção de suínos com ciclo período de 150 dias, os biodigestores avaliados na energia indireta apresentariam consumo energético de 13.429,58 MJ ciclo⁻¹.

AGRADECIMENTOS

Os autores expressam seus agradecimentos à Granja Niterói pela parceria, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudo e, ao CNPq e à Fapemig pelo suporte financeiro para realização desse projeto de doutorado.

LITERATURA CITADA

- [1] C.V. Souza, A.T. Campos, O.C. Bueno, E.B. Silva, Análise energética em sistema de produção de suínos com aproveitamento dos dejetos como biofertilizante em pastagem, *Engenharia Agrícola* 29 (2009), 547-557.
- [2] A.R. Angonese, A.T. Campos, C.E. Zacarkim, M.S. Matsuo, F. Cunha, Eficiência energética de sistema de produção de suínos com tratamento dos resíduos em biodigestor, *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 10 (2006), 745-750.
- [3] A.T. Campos, J.R.C. Saglietti, A.T. Campos, O.C. Bueno, H. Resende, E. Gasparino, E.S. Klosowski, Custo energético de construção de uma instalação para armazenagem de feno, *Ciência Rural* 33 (2003), 667-672.
- [4] A.V. Veloso, A.T. Campos, V.R. Paula, D.C. Dourado, T. Yanagi Júnior, E.B. Silva, Energetic efficiency of a production system in swine deep bed. *Engenharia Agrícola* 32 (2012), 1068-1079.
- [5] A.T. Campos, J.R.C. Saglietti, A.T. Campos, O.C. Bueno, Análise energética na produção de feno de *Cynodondactylon* (L.) PERS, *Engenharia Agrícola* 25 (2005), 349-358.
- [6] W.R. Fazinga, F.A. Saffaro, Identificação dos elementos do trabalho padronizado na construção civil, *Ambiente Construído* 12 (2012), 27-44.
- [7] L.C.B.B. Mello, S.R.L. Amorim, O subsetor de edificações da construção civil no Brasil: uma análise comparativa em relação à União Européia e aos Estados Unidos, *Produção* 19 (2009), 388-399.

- [8] Y. Chang, R.J. Ries, Y. Wang, The embodied energy and environmental emissions of construction projects in China: An economic input–output LCA model, *Energy Policy* 38 (2010), 6597-6603.
- [9] P. Kaparaju, J. Rintala, Mitigation of greenhouse gas emissions by adopting anaerobic digestion technology on dairy, sow and pig farms in Finland, *Renewable Energy* 36 (2011), 31-41.
- [10] D.I. Massé, G. Talbot, Y. Gilbert, On farm biogas production: A method to reduce GHG emissions and develop more sustainable livestock operations, *Animal Feed Science and Technology* 166-167 (2011), 436-445.
- [11] J.A. Galbiatti, A.D. Caramelo, F.G. Silva, E.A.B. Gerardi, D.A. Chiconato, Estudo qualiquantitativo do biogás produzido por substratos em biodigestores tipo batelada, *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 14 (2010), 432-437.
- [12] D.G. Quadros, A.P.M. Oliver, U. Regis, R. Valladares, P.H.F. Souza, E.J. Ferreira, Biodigestão anaeróbia de dejetos de caprinos e ovinos em reator contínuo de PVC flexível, *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 14 (2010), 326-332.
- [13] Y.H. Zheng, Z.F. Li, S.F. Feng, M. Lucas, G.L. Wu, Y. Li, C.H. Li, G.M. Jiang, Biomass energy utilization in rural areas may contribute to alleviating energy crisis and global warming: A case study in a typical agro-village of Shandong, China, *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 14 (2010), 3132-3139.
- [14] J.B. Holm-Nielsen, T.A. Seadi, P. Oleskowicz-Popiel, The future of anaerobic digestion and biogas utilization, *Bioresource Technology* 100 (2009), 5478-5484.
- [15] R.G. Cervi, M.S.T. Esperancini, O.C. Bueno, Viabilidade econômica da utilização do biogás produzido em granja suinícola para geração de energia elétrica, *Engenharia Agrícola* 30 (2010), 831-844.

- [16] A.A.A. Dantas, L.G. Carvalho, E. Ferreira, Classificação e tendências climáticas em Lavras, MG, *Ciência e Agrotecnologia* 31 (2007), 1862-1866.
- [17] A.W.P. Evangelista, L.G. Carvalho, A.A.A. Dantas, D.T. Bernardino, Potencial erosivo das chuvas em Lavras, MG: distribuição, probabilidade de ocorrência e período de retorno, *Irriga* 11 (2006), 1-11.
- [18] J. Martí-Herrero, J. Cipriano, Design methodology for low cost tubular digesters, *Bioresource Technology* 108 (2012), 21-27.
- [19] M.A.P. Orrico Júnior, A.C.A. Orrico, J. Lucas Júnior, Biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos com e sem separação da fração sólida em diferentes tempos de retenção hidráulica, *Engenharia Agrícola* 29 (2009), 474-482.
- [20] D. Pimentel, 1980. Handbook of energy utilization in agriculture. CRC Press, USA.
- [21] S.P. Jasper, M.A.M. Biaggioni, P.R.A. Silva, A.S. Seki, O.C. Bueno, Análise energética da cultura do crambe (*Crambe abyssinica* Hochst) produzida em plantio direto, *Engenharia Agrícola* 30 (2010), 395-403.
- [22] R.C. Fluck, C.D. Baird, 1982. Agricultural energetics. University of Florida, Agricultural Engineering Department, Institute of Food and Agricultural Sciences, USA.
- [23] T.M.B. Santos, J. Lucas Júnior, Balanço energético em galpão de frangos de corte, *Engenharia Agrícola* 24 (2004), 25-36.
- [24] H.N. Pitanga, O.M. Vilar, J.P. Gourc, Wearresistanceofgeosynthetic interfaces constitutedbygeomembranesandgeospacers, *Revista Escola de Minas* 66 (2013), 227-232.
- [25] F.L. Lavoie, B.S. Bueno, P.C. Lodi, Degradação de membrana impermeabilizante de polietileno de alta densidade usada em tanques de armazenamento de vinhaça, *Polímeros* 23 (2013), 690-695.

- [26] F.M. Martins, P.A.V. Oliveira, Análise econômica da geração de energia elétrica a partir do biogás na suinocultura, *Engenharia Agrícola* 31 (2011), 477-486.
- [27] L. Cepero, V. Savran, D. Blanco, M.R.D, Piñon, J. Suárez, A. Palacios, Producción de biogás y bioabonos a partir de efluentes de biodigestores, *Pastos y Forrajes* 35 (2012), 219-226.
- [28] J.F. Cirino, L.V.P. Faria, Biodigestor para geração de energia elétrica a partir da suinocultura: análise de viabilidade para um sítio em Coimbra-MG, *Revista de Ciências Humanas* 13 (2013), 421-440.
- [29] A.T.Campos, J.R.C. Saglietti, O.C. Bueno, A.T. Campos, E.S. Klosowski, E. Gasparino, Balanço energético na produção de feno de alfafa em sistema intensivo de produção de leite, *Ciência Rural* 34 (2004), 245-251.
- [30] M.A.M. Biaggioni, F.C. Bovolenta, Balanço energético comparativo para rotas de escoamento de soja, *Engenharia Agrícola* 30 (2010), 587-599.

(VERSÃO PRELIMINAR)

ARTIGO 4 Análise energética de um sistema de produção de suínos com tratamento de resíduos em biodigestor e geração de energia elétrica a partir do biogás

Artigo redigido conforme norma da Revista BiomassandBioenergy para
submissão

Análise energética de um sistema de produção de suínos com tratamento de resíduos em biodigestor e geração de energia elétrica a partir do biogás

Resumo: O objetivo deste trabalho foi avaliar os fluxos de energia de um sistema de produção de suínos de ciclo completo. Para tanto, realizou-se estudo de análise energética, através do acompanhamento de um lote de animais, durante o período de 150 dias. Quantificou-se o coeficiente energético de cada componente envolvido no processo de produção e tratamento dos resíduos, por meio de biodigestores e estabeleceu-se a matriz energética na forma de energia direta (insumos como ração, água, mão-de-obra, combustíveis e lubrificantes) e energia indireta (máquinas e equipamentos, instalações), tendo como componentes de saída energética a produção de suínos vivos, produção de biofertilizante e conversão da energia química do biogás em energia elétrica. Por meio dos resultados obtidos foi possível verificar que a conversão do biogás em energia elétrica, a partir do biogás, contribuiu para a sustentabilidade. O principal ponto de estrangulamento do sistema foi a ração utilizada como alimento para os animais. Apesar do reaproveitamento energético, o sistema de produção em questão se enquadrava nas características de um agroecossistema industrial, altamente especializado, importando grande parte da energia consumida no processo de produção e apresentando eficiência energética de 25,29%.

Palavras-chave: Balanço de energia, instalações para suínos, energia renovável, sustentabilidade de biosistemas, construções rurais.

**Energy analysis of swine production system with biodigester wastes
treatment and generation of electric energy from biogas**

Abstract: The goal of this work was to evaluate the energy flows of a complete cycle swine production system. To this end, an energy analysis study was carried, through by monitoring a lot of animals, during the period of 150 days. The energy rate of each compound involved in the production process and waste treatment using a biodigesters (input and output) was quantified. The matrixes of energy consumption were determined in the form of animal feeding, water, human labour, machines and equipments, fuel and lubricants, swine buildings, alive swine for slaughter, biofertilizer production and conversion of biogas into electrical energy. The results indicated that although the production of electrical energy from biogas contributes to sustainability. The major bottleneck of the system was the feed used as food for animals. The swine production system corresponded to an industrial agroecosystem, highly specialized, importing a great part of the energy consumed in the production process, with 25.29% of energy efficiency.

Indexing terms: Energy input and output, swine buildings, renewable energy, sustainability of biosystems, rural buildings.

INTRODUÇÃO

Para suprir as necessidades do mercado consumidor de carnes e derivados, os atuais moldes da atividade suinícola caracterizam-se por sistemas de produção intensivos e tecnificados, os quais preveem a concentração de animais em pequenas áreas, gerando, conseqüentemente, grandes volumes de resíduos poluentes [1-6].

Além da poluição ambiental, há de se considerar o desperdício de energia, quando não se aproveitam os resíduos [7], pois, todo resíduo armazena em si energia e, nesse âmbito, os sistemas de produção, inclusive os suinícolas, podem converter estes resíduos em energia, diminuir seu custo de produção e funcionar de forma energeticamente equilibrada [8].

Nesse contexto, uma das alternativas que contribuem para o manejo e o tratamento desses resíduos, é o processo de biodigestão anaeróbia por meio de biodigestores [4, 9], pois promove a geração de biogás, como fonte de energia renovável, e de biofertilizante [2, 6, 10-12].

Uma das aplicabilidades do biogás é a possibilidade de conversão da sua energia química em eletricidade. Para esse fim, o biogás é utilizado para a alimentação de grupos moto-geradores [12-13]. Estudos sobre a geração de energia elétrica a partir do biogás, gerados por resíduos suinícolas, são ainda recentes [14]. Dessa forma, considerando que as unidades de produção de animais confinados demandam energia elétrica e fóssil, que são insumos bastante onerosos no processo produtivo, estudos sobre o uso de energia alternativa nesse segmento são primordiais quando se tem por meta a sustentabilidade do biosistema [15].

No meio rural, os sistemas biointegrados, com aproveitamento da biomassa residual, apresentam potencial em atingir a sustentabilidade da produção em função da disponibilidade, do baixo custo, da possibilidade de geração de energia, da diminuição do potencial poluidor dos resíduos, da redução na pressão sobre os recursos naturais e da economia de recursos energéticos [16-17].

A sustentabilidade de sistemas de produção agropecuária pode ser mensurada de diversas formas. Uma delas é por meio da análise energética (também conhecida como balanço energético) [18-20]. Esta metodologia se baseia no princípio físico de conservação de energia, também conhecido como primeiro princípio da termodinâmica, isto é, a variação de energia em um processo pode ser explicada pelas entradas e saídas de energia [17].

Essa análise visa estabelecer os fluxos de energia, identificando sua demanda total, a eficiência energética refletida pelo ganho líquido de energia, pela relação saída/entrada (energia convertida/energia consumida) e a energia necessária para produzir ou processar um quilograma de determinado produto. Nesse processo, quantificam-se todos os insumos utilizados e convertidos, que são transformados em unidades de energia [18, 20].

Estudando o balanço energético em galpões de frangos de corte, Santos & Lucas Júnior (2004) [8] reportaram que são raros os estudos enfocando a análise energética no setor pecuário. Nesse contexto, para o caso específico da suinocultura, Lammers et al. (2012) [21] também evidenciaram que, embora a atividade suinícola, em todos os seus aspectos, seja dependente de energia, a análise energética dos sistemas

modernos de produção de suínos é ainda escassa, o que possibilita o desenvolvimento de estudos dessa natureza, pois, conforme relataram Angonese et al. (2006), Veloso et al. (2012) e Souza et al. (2009) [17-19], a análise de agroecossistemas sob a ótica de seus fluxos energéticos pode ser um instrumento na avaliação da sustentabilidade de sistemas de produção de suínos.

Diante do exposto, o objetivo do presente trabalho foi desenvolver uma análise energética de um sistema de produção de suínos com tratamento de resíduos em biodigestores, que utiliza o biogás como matéria-prima para geração de energia elétrica.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido na Granja Niterói (Figura 1), que possui sistema de produção de suínos de ciclo completo, ou seja, unidade de produção que abrange animais do nascimento até o abate, localizada no município de Lavras, estado de Minas Gerais, que, está situada à latitude de 21°11'37'' Sul e longitude de 45°02'49'' Oeste, com 918 m de altitude. De acordo com a classificação climática de Köppen, o clima de Lavras é Cwa, temperado chuvoso (mesotérmico) com inverno seco e verão chuvoso, subtropical, com inverno seco e temperatura do mês mais quente maior que 22°C [22]. O total anual de precipitação pluvial é de 1.530 mm [23].

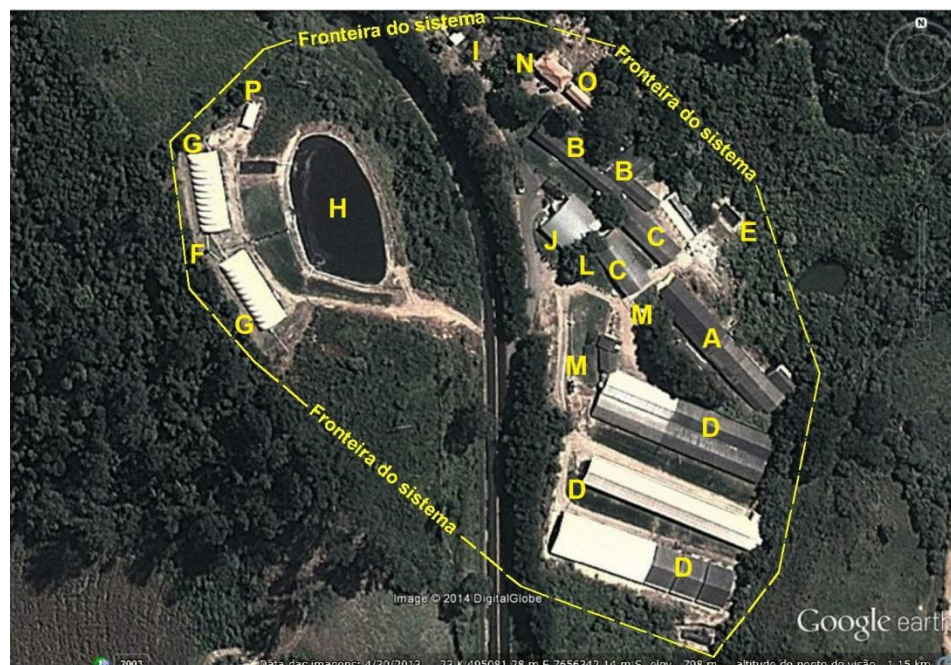


Figura 1. Delimitação da fronteira do sistema estudado. Observação: A = galpões do setor de reprodução; B = galpões do setor de maternidade; C = galpões do setor de creche; D = galpões do setor de crescimento-terminação; E = tanque de equalização; F = caixa difusora de fluxo; G = biodigestores; H = lagoa de estabilização; I = conjunto motor gerador de eletricidade; J = fábrica de ração; L = caixas de água; M = silos; N = residência; O = refeitório e vestiário; P = composteira.

As edificações de confinamento (“A”, “B”, “C” e “D” da Figura 1) que compõem o referido sistema de produção totalizam 5.974 m² de área interna, onde são alojados 5.955 animais, dentre os quais estão 411 matrizes e quatro cachaços. Sobre o plantel de animais, é importante considerar que, nos modernos sistemas comerciais de produção de suínos, não se trabalha mais com raças puras ou cruzadas, mas sim com linhagens específicas (híbridos comerciais) visando a produção de carne de melhor qualidade.

As instalações para o confinamento de suínos (“A”, “B”, “C” e “D” da Figura 1) são compostas por 15 galpões construídos predominantemente em alvenaria, os quais apresentam pés-direito de 3,0 m. Essas edificações possuem coberturas em telhas de fibrocimento de 6,0 mm de espessura, que estão suportadas por tesouras metálicas, as quais estão apoiadas em pilares de concreto. Visando impedir a entrada da água da chuva, os galpões são dotados de beirais com 0,90 m.

Essas edificações (“A”, “B”, “C” e “D” da Figura 1) estão divididas em função da fase de vida e atividade, sendo distinguidos galpões para o setor de reprodução (pré-cobrição, cobrição e gestação), setor de maternidade, setor de creche e setor de crescimento-terminação.

Os principais equipamentos requeridos no sistema de produção são: balanças; bebedouros; caixas de água; campânulas elétricas para o aquecimento de leitões; comedouros; equipamentos de limpeza; gaiolas de creche com 2,0 m de comprimento x 1,5 m de largura; gaiolas de gestação com 2,20 m de comprimento x 0,70 m de largura x 1,20 m de altura; gaiolas de parição com 2,20 m de comprimento x 1,20 m de largura x 1,20 m de altura; instrumentos de uso veterinário; maquinário para o preparo de rações; pulverizadores e; silos para armazenamento de alimentos. Todos estes aparatos e equipamentos foram considerados na composição energética.

A maioria dos galpões (“A”, “B”, “C” e “D” da Figura 1), possui piso ripado, sendo que alguns possuem piso compacto.

Os resíduos são manejados na forma líquida e coletados em um fosso, situado na parte inferior das edificações, de onde são escoados, pela ação da gravidade, para um tanque de equalização (“E” da Figura 1), através

detubulações de policloreto de vinila (PVC). A produção diária de biomassa residual é de 54,85 m³.

O sistema de tratamento de resíduos é constituído por um tanque de equalização, dois biodigestores e uma lagoa de estabilização (“E”, “G” e “H” da Figura 1).

O tanque de equalização (“E” da Figura 1) possui 210,33 m³ de volume, tendo a base menor (fundo) dimensões de 11 x 6 m, a base maior (borda superior do tanque) dimensões de 15 x 10 m, com profundidade de 2 m. Essa estrutura consta de um conjunto motobomba helicoidal de 25 m³ h⁻¹ de vazão e 15 cv de potência, que propicia a elevação do efluente até uma caixa difusora de fluxoconstruída em polietileno (“F” da Figura 1), que distribui os resíduos para dois biodigestores, localizados em nível mais elevado na propriedade.

Dois biodigestores modelo canadense (“G” da Figura 1) realizam o tratamento, propriamente dito, dos resíduos. A parte subterrânea de cada biodigestor possui formato de tronco de pirâmide invertido, tendo a base menor (fundo do biodigestor) dimensões de 27 x 12 m, a base maior (superior) dimensões de 32 x 17 m e profundidade de 2,5 m, perfazendo volume de 1.073,19 m³, sendo cobertos com geomembranas flexíveis (gasômetros) de policloreto de vinila (PVC), que apresentam 1,0 mm (1.000 µm) de espessura.

Após um tempo de retenção hidráulica (TRH) de 30 dias nos biodigestores, os resíduos são escoados, por gravidade, através de tubos de policloreto de vinila (PVC) de 200 mm, para uma lagoa de estabilização (“H” da Figura 1), que tem o formato elíptico, apresentando eixo maior de 60 m, eixo menor de 31 m, profundidade de 3,5 m e

volume de 20.451,82 m³. A função dessa lagoa é armazenar o biofertilizante gerado, para, posteriormente, ser utilizado em áreas de pastagens e culturas anuais.

As paredes laterais e os fundos do tanque de equalização, dos biodigestores e da lagoa de estabilização são revestidos com lona de impermeabilização de policloreto de vinila (PVC), que possui 0,8 mm (800 µm) de espessura.

A planta de geração de eletricidade (“T” da Figura 1 e Figura 2) é constituída pelo motor de combustão interna (máquina primária), que é responsável por gerar a energia mecânica, e pelo gerador síncrono, que transforma a energia mecânica proveniente do motor em energia elétrica.



Figura 2. Conjunto motor gerador de eletricidade. Observação: A = motor Mercedes Benz; B = gerador de eletricidade; C = sistema de purificação do biogás; D = painel de controle.

O biogás é conduzido do biodigestor até o conjunto motor gerador por tubulação de policloreto de vinila (PVC), que contém pontos de purga d'água, para remoção de umidade, que se desenvolve na biodigestão anaeróbia. Além disso, com o objetivo de se evitar o efeito corrosivo do sulfeto de hidrogênio (H_2S), são utilizados filtros de limalha de ferro para a purificação do biogás ("C" da Figura 2), pois conforme descreveram Souza et al. (2008) e Martins & Oliveira (2011) [6, 14], esse gás ocasiona danos à conversão de energia, bem como a corrosão dos componentes do sistema.

O motor do conjunto gerador é de combustão interna marca Mercedes Benz ®, modelo 352 "ottolizado" (motor diesel adaptado a Otto), para o uso do biogás como combustível, o qual, de acordo com o fabricante, apresenta potência variando de 92 a 141 kW e um consumo aproximado de $49,10 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ ("A" da Figura 2).

O gerador de eletricidade é trifásico da marca WEG ("B" da Figura 2), modelo GTA 201 AI HE, 220/380 VCA (Volts em Corrente Alternada), 3.600 rpm, 60 Hz, com capacidade nominal de geração de 125 kVA (100 kW). Para cálculos de geração de energia elétrica em baixa tensão, considerando-se um fator de potência de 0,8 ($\cos\phi$) [16], esse gerador apresenta potência eficaz de 100 kVA (80 kW).

O período de funcionamento do conjunto motor gerador é de 24 horas.

O sistema foi delimitado pelas instalações para matrizes e cachaços, produção de suínos terminados para o abate, tratamento dos resíduos gerados pela atividade, conversão da energia química do biogás em energia elétrica e distribuição do biofertilizante, incluindo, os processos,

gastos e gerações energéticas embutidas no sistema de produção (Figura 1).

O estudo foi realizado com base em estimativas de entradas (“inputs”) e saídas (“outputs”) de energia, por meio do acompanhamento de um lote ou ciclo, ou seja, desde o nascimento dos leitões até a saída para o abate, resultando em um período de 150 dias por ciclo.

A energia consumida no processo produtivo foi classificada como direta e indireta. Como energia direta, ou seja, a energia aplicada diretamente no sistema produtivo, considerou-se aquela referente à água, combustíveis, graxa, lubrificantes, mão-de-obra e ração. Como energia indireta, foi considerada a empregada nas instalações, nos biodigestores, no tanque de equalização, na lagoa de estabilização, nas caixas de água, nos silos de ração, na fabricação de máquinas e equipamentos, além de outros *inputs* necessários à produção [17-19].

As rações destinadas a cada categoria animal são preparadas à base de milho e farelo de soja, aos quais são incluídos premixes mineral e vitamínico, além da adição de outros aditivos, tais como promotores de crescimento.

Analogamente ao que foi reportado por Souza et al. (2009) [19], nesse estudo, também não foram incluídos insumos energéticos relativos às matrizes e aos cachaços devido ao fato de o sistema já se encontrar estabilizado.

Para transformação em unidades de energia dos componentes envolvidos na unidade de confinamento, multiplicou-se a quantidade destes pelos seus respectivos coeficientes energéticos estabelecidos por diversos autores (Tabelas 1 e 2).

Tabela 1. Componentes das entradas energéticas referentes ao sistema de produção de suínos e seus respectivos coeficientes energéticos.

Componentes de entrada	Coefficiente energético	Unidade	Vida útil (anos)
Aço ¹	62,78	MJ kg ⁻¹	20
Água ¹	2,37 ^{1a}	MJ m ⁻³	-
Equipamentos ¹	83,71	MJ kg ⁻¹	30
Mão-de-obra ^{1, 1b}	4,39	MJ homem h ⁻¹	-
Óleo Diesel ¹	47,48	MJ L ⁻¹	-
PVC ¹	119,99	MJ kg ⁻¹	40
Polietileno ²	108,70	MJ kg ⁻¹	50
Fundação/Concreto ³	641,64	MJ m ⁻³	-
Instalações ⁴	956,03	MJ m ⁻²	50
Ração ⁴	17,00	MJ kg ⁻¹	-
Tanque de equalização ⁵	2,51	MJ m ⁻³	20
Lagoa de estabilização ⁵	2,51	MJ m ⁻³	20
Graxa ⁶	43,38	MJ kg ⁻¹	-
Óleo Lubrificante ⁶	37,75	MJ L ⁻¹	-
Eletricidade ⁷	3,60	MJ kWh ⁻¹	-

Fonte: ¹ [24]; ^{1a} Referente à captação com posterior bombeamento e armazenamento em reservatórios; ^{1b} A jornada de trabalho adotada na granja foi de 8 horas dia⁻¹; ² [25]; ³ [20]; ⁴ [17]; ⁵ [19]; ⁶ [26]; ⁷ [27].

Tabela 2. Componentes das saídas energéticas referentes ao sistema de produção de suínos e seus respectivos coeficientes energéticos.

Componente de saída	Coefficiente energético
Suíno vivo para o abate ¹	9,21 MJ kg ⁻¹
Nitrogênio do biofertilizante ¹ (N)	73,0 MJ kg ⁻¹
Fósforo do biofertilizante ¹ (P ₂ O ₅)	13,0 MJ kg ⁻¹
Potássio do biofertilizante ¹ (K ₂ O)	9,0 MJ kg ⁻¹

¹ [17].

A quantificação energética das instalações e de máquinas e equipamentos foi baseada na depreciação energética, durante a sua vida útil, de maneira análoga ao que foi realizado por Santos & Lucas Júnior

(2004), Angonese et al. (2006), Veloso et al. (2012), Souza et al. (2009), Campos et al. (2003) e Jasper et al. (2010) [8, 17-20, 26].

Considerando-se as metodologias descritas por Angonese et al. (2006), Veloso et al. (2012) e Souza et al. (2009) [17-19], foi considerado como energia útil de saída, o suíno vivo para o abate e o biofertilizante (volume total no ciclo período de 150 dias, a partir dos teores de N, P₂O₅ e K₂O).

A produção média por ciclo é de 4.360 suínos vivos para o abate, com peso médio de 100 kg, perfazendo um total de 436.000 kg de suíno terminado. De acordo com Angonese et al. (2006) [17], o coeficiente energético dos suínos vivos para o abate é de 9,21 MJ kg⁻¹ (Tabela 2).

O coeficiente de eficiência energética (η) foi estimado por meio da razão entre a energia convertida e a energia consumida pelo agroecossistema, conforme Santos & Lucas Júnior (2004), Angonese et al. (2006), Veloso et al. (2012) e Souza et al. (2009) [8, 17-19]:

$$\eta = \frac{\Sigma E \text{ saída}}{\Sigma E \text{ consumo}}$$

Sendo:

- $\Sigma E_{\text{Saída}} = \Sigma (E_{\text{DSaída}} + E_{\text{ISaída}})$;
- $\Sigma E_{\text{Consumo}} = \Sigma (E_{\text{DConsumo}} + E_{\text{IConsumo}})$;
- E_{D} = Estimativa de energia direta;
- E_{I} = Estimativa de energia indireta;

- $E_{\text{Saída}}$ = Estimativa de energia útil que sai no processo de produção (em forma de produto);
- E_{Consumo} = Estimativa de energia consumida no processo de produção.

Para obtenção dos teores de nitrogênio total (N), fósforo (P_2O_5) e potássio (K_2O) contidos no biofertilizante, efetuaram-se análises de valor agrônomo no Departamento de Ciência do Solo da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ). A determinação do teor de nitrogênio total (N) foi realizada pelo método Kjeldahl. Por sua vez, o fósforo (P_2O_5) foi determinado pelo método vanado-molíbico de amônio, enquanto que na determinação dos teores de potássio (K_2O), empregou-se o método da absorção atômica.

Nesse trabalho, a quantidade de biogás produzida nos biodigestores foi determinada pela demanda do conjunto motor gerador, conformedescreveram Martins & Oliveira (2011) e Cervi et al. (2010) [14, 16]. O poder calorífico do biogás com 65% de metano é $22,35 \text{ MJ m}^{-3}$ [15].

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As quantificações médias dos componentes de entrada e saída de energia estão apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3. Quantificação média dos componentes energéticos de entrada e de saída envolvidos no sistema de produção de suínos, durante o ciclo período de 150 dias.

Componentes de entrada	Quantidade
<i>Energia Indireta</i>	
Instalações, m ²	5.974
Biodigestores, m ³	2.146,38
Tanque de equalização, m ³	210,33
Lagoa de estabilização, m ³	20.451,82
<i>Energia Direta</i>	
Água, m ³	20.497,50
Combustíveis, L	5.587
Graxa, kg	28
Lubrificantes, L	572,60
Mão-de-obra, horas	8.785,71
Ração, kg	1.100.000
Componentes de saída	Quantidade
Biofertilizante, m ³	8.227,50
Suínos vivos para o abate, kg	436.000

Por sua vez, as máquinas e implementos com seus respectivos consumos de combustível e tempos de utilização estão descritos na Tabela 4. A massa, os consumos de óleo diesel, óleo lubrificante e graxa dos itens foram estimados a partir do manual das máquinas e implementos.

Tabela 4. Máquinas e implementos utilizados no sistema de produção de suínos: consumo médio de combustível e tempo de utilização por ciclo de 150 dias.

Item	Massa (kg)	Consumo			Utilização (horas)	Vida útil (horas)
		Diesel (L)	Lubrificante (L)	Graxa (kg)		
Caminhão ¹	3.200	187	5,0	1,0	9,37	10.000
Distribuidor ²	1.700	-	2,0	2,0	687,5	10.000
Gerador ³	350	-	-	-	3.600	10.000
Motor ⁴	580	-	432,0	-	3.600	10.000
Trator ⁵	4.450	5.400	133,6	25,0	687,5	10.000

¹ 102,96 kW (140 cv); ² Distribuidor de biofertilizante de 6.000 litros; ³ WEG (GTA 201 AI HE); ⁴ Mercedes Benz (GGB “ottolizado”); ⁵ 64,72 kW (88 cv).

Na literatura, não foram encontrados coeficientes energéticos referentes aos biodigestores, incluindo, o modelo canadense. Dessa forma, foi estimado o consumo energético dessas estruturas, obtendo-se o valor de 490.179,59 MJ de energia consumida na sua construção [28].

O tempo de vida útil de um biodigestor é de 15 anos, após os quais são necessários novos investimentos em decorrência do uso e da depreciação [29]. Sendo assim, considerando-se que, nesse estudo, a análise energética foi realizada com base em um ciclo período de 150 dias, tem-se que o consumo energético foi de 13.429,58 MJ ciclo⁻¹.

Na Tabela 5 estão apresentados os resultados referentes à energia consumida (“inputs”), no sistema de produção de suínos estudado, durante o ciclo período de 150 dias.

Tabela 5. Energia consumida (MJ) em um sistema de produção de suínos, durante o ciclo período de 150 dias.

Descrição da energia	Consumo Energia (MJ)
<i>Energia indireta total</i>	<i>143.457,67</i>
Instalações	46.942,38
Tanque de equalização	10,85
Lagoa de estabilização	1.054,81
Biodigestores	13.429,58
Silos de ração	3.433,22
Caixas de água de polietileno	2.369,00
Máquinas e equipamentos	76.217,83
<i>Energia direta total</i>	<i>19.045.465,84</i>
Ração	18.700.000,00
Combustíveis	265.270,76
Lubrificantes	21.615,65
Graxa	1.214,64
Água	48.579,08
Mão-de-obra	8.785,71
ENERGIA CONSUMIDA	19.188.923,51

Nas Figuras 3 e 4 estão demonstradas a participação percentual das entradas energéticas (“inputs”), em um sistema de produção de suínos, durante o ciclo período de 150 dias.

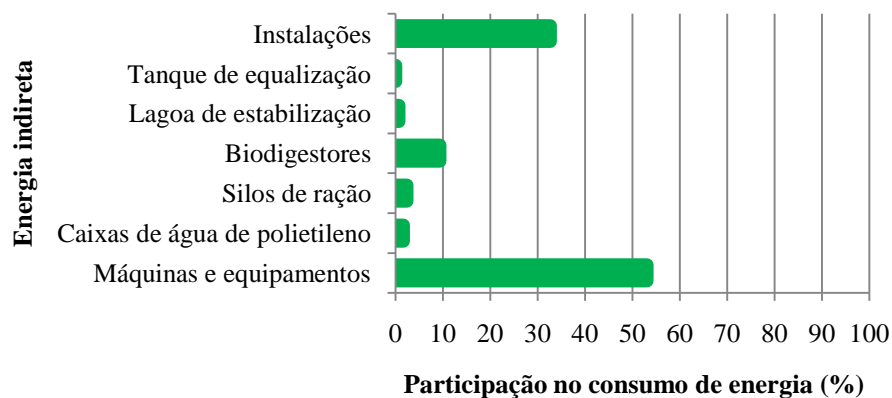


Figura 3. Participação percentual da energia indireta consumida em um sistema de produção de suínos, durante o ciclo período de 150 dias.

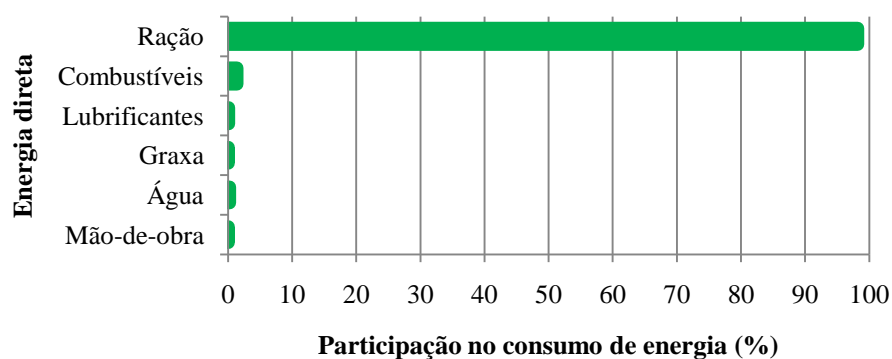


Figura 4. Participação percentual da energia direta consumida em um sistema de produção de suínos, durante o ciclo período de 150 dias.

Da energia empregada no sistema, o maior consumo foi na forma direta, com 19.045.465,84 MJ (Tabela 5), corroborando, dessa forma, os resultados de pesquisa encontrados por Santos & Lucas Júnior (2004),

Angonese et al. (2006), Veloso et al. (2012) e Souza et al. (2009) [8, 17-19].

Do total de energia indireta gasta por ciclo de produção, 143.457,67 MJ (Tabela 5), as máquinas e equipamentos foram os itens mais representativos consumindo 76.217,83 MJ (Tabela 5), o que representou, na matriz energética da unidade de produção, um dispêndio energético de 53,13% (Figura 3). Por outro lado, Angonese et al. (2006) [17] trabalharam com 600 suínos de uma unidade de crescimento-terminação e reportaram que, em relação à energia indireta, o componente de maior relevância foi a estrutura do galpão com 55% (9.151,14 MJ), seguido pelo biodigestor, com 22,8% (3.785,80 MJ). Os resultados encontrados por Angonese et al. (2006) [17] foram corroborados por Veloso et al. (2012) [18] e Souza et al. (2009) [19], que também evidenciaram as instalações suinícolas como os componentes de maior relevância no consumo de energia indireta.

Constatou-se a preponderância da energia direta através da ração utilizada como alimento para os animais (Tabela 5 e Figura 4). Esse resultado é muito semelhante ao encontrado por Angonese et al. (2006) [17], que apontaram a ração como o componente de maior aporte energético no processo produtivo, ou seja, 95,28% do total de energia direta. Já Souza et al. (2009) [19] constataram que a ração correspondeu a 80,26% da energia direta consumida. Para esse mesmo parâmetro, Lammers et al. (2012) [21] também evidenciaram que a alimentação dos suínos corresponderam a 81,02% da energia direta consumida por um sistema convencional e a 81,90% em um sistema alternativo. Veloso et al.

(2012) [18] também constataram a maior preponderância da energia direta através da ração (80,57%).

Em se tratando da ração, que é o insumo de maior relevância na análise energética, Angonese et al. (2006) [17] sugeriram que avanços na nutrição de suínos, aliado ao melhoramento genético dos animais, pode resultar numa conversão alimentar melhor, possibilitando, dessa forma, em melhoria no índice energético.

Outros itens relacionados à energia direta empregada no sistema, como combustíveis, lubrificantes, graxa, água e trabalho humano (Tabela 5), apresentaram valores baixos e, apesar de computados na matriz de cálculo energético, suas participações foram de 1,81%, quando somadas (Figura 4).

No entanto, na quantificação energética de determinado sistema de produção, componentes com baixo consumo de energia, em termos percentuais, podem ocasionar impactos econômicos, ambientais e sociais importantes, como é o caso da água, derivados dos combustíveis fósseis, dentre outros (Santos & Lucas Júnior, 2004) [8].

Em se tratando das saídas energéticas, o componente mais significativo foi o suíno para o abate, com 4.015.560 MJ (Tabela 6), o que representou 82,76% (Figura 5) do total de energia convertida. Tais valores são corroborados por outros trabalhos de pesquisa, que também constataram uma contribuição relevante desse vetor, no que se refere à energia convertida. Angonese et al. (2006) [17] observaram que os suínos para o abate corresponderam a 56,8% das saídas de energia, perfazendo um valor de 632.775 MJ da energia convertida. Para Souza et al. (2009) [19], a energia representada pelos suínos terminados foi igual a 55,58%

(184.200 MJ). Afora isso, na análise energética de um sistema de produção de suínos em cama sobreposta, Veloso et al. (2012) [18] constataram que o componente mais expressivo foi o suíno para o abate, com 53,45% do total de energia convertida.

O biofertilizante assumiu valores de 836.572,20 MJ (Tabela 6), representando 17,24% (Figura 5) do total da energia convertida. Em seu trabalho, Angonese et al. (2006) [17] constataram que o biofertilizante respondeu com 30,2% de toda energia convertida pelo sistema. Por outro lado, Veloso et al. (2012) [18] observaram que a cama sobreposta de suíno utilizada como adubo orgânico assumiu valores de 46,55% do total da energia convertida, sendo este valor decorrente do manejo na forma sólida dos resíduos, que permite uma maior concentração de nutrientes.

Tabela 6. Energia convertida (MJ) em um sistema de produção de suínos, durante o ciclo período de 150 dias.

Descrição da energia	Energia (MJ)	Energia (%)
Biofertilizante	836.572,20	17,24
Suínos vivos para o abate	4.015.560,00	82,76
ENERGIA CONVERTIDA	4.852.132,20	100,00

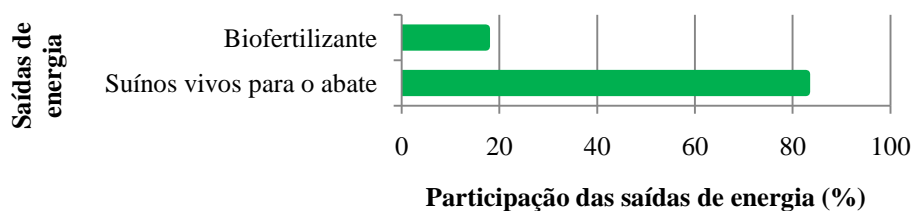


Figura 5. Participação percentual das saídas energéticas (“outputs”) em um sistema de produção de suínos, durante o ciclo período de 150 dias.

Os resultados das análises de valor agronômico do biofertilizante coletado na lagoa de estabilização revelaram que, em termos de nitrogênio total, P_2O_5 e K_2O , o referido composto apresentava, respectivamente, 1,23, 0,07 e 1,22 $kg\ m^{-3}$. Nesse contexto, visando o seu aproveitamento como condicionador dos solos e fonte de nutrientes para as culturas, o biofertilizante era aplicado ao solo e às pastagens para além das fronteiras do sistema estudado.

Contudo, ressalva-se que a quantidade de biofertilizante a ser aplicada depende do valor fertilizante, do tipo e condição química do solo e das exigências da cultura a ser implantada [30], pois quando os resíduos orgânicos são adicionados em doses superiores à capacidade de retenção do solo, eles passam de fertilizantes a poluentes, alterando a qualidade do solo e, principalmente, da água [1, 18].

Durante o ciclo período estudado (150 dias), a produção total de biogás foi de 176.760 m^3 . Dessa forma, na propriedade estudada, essa totalidade é consumida pelo grupo motor gerador, que converte a energia química do biogás em eletricidade, que atende a toda demanda energética da unidade de produção, incluindo, uma residência.

Como a suinocultura é uma atividade sujeita à volatilidade do mercado [14], a produção de biogás representa uma opção de economia para o setor produtivo, visto que a sua energia química pode ser convertida em energia térmica e, ou elétrica, as quais podem ser utilizadas para o abastecimento das unidades de produção.

Com a produção descentralizada de energia elétrica pela propriedade rural haverá menor dependência para a aquisição deste insumo junto à concessionária local, sendo também possível a comercialização dos

excedentes de eletricidade. Contudo, um fator limitante na viabilidade técnica do sistema de geração de eletricidade é o número de animais na unidade de produção, que não deve ser inferior a 500 unidades, além de outros fatores que envolvem, por exemplo, a demanda de energia de instalações e equipamentos, a capacidade de investimento do produtor e o domínio técnico do sistema de geração [14].

Um ponto de realce a ser considerado é que a energia elétrica encontra-se em destaque em todos os setores da economia mundial, além de ser um importante insumo básico para o desenvolvimento do Brasil, que tem na hidreletricidade sua principal fonte energética. Entretanto, é com frequência que empreendimentos hidrelétricos têm se revelado insustentáveis, no Brasil e no mundo, em virtude dos inúmeros problemas ambientais e sociais [31].

Dessa forma, considerando o crescente interesse pelo aproveitamento energético dos resíduos oriundos da biomassa [4, 10, 32], a possibilidade de criação de fontes de suprimento descentralizadas e em pequena escala é fundamental para o desenvolvimento sustentável. Assim, unidades que utilizam fontes renováveis e não demandam alta tecnologia para instalação e, ou mão-de-obra especializada para sua execução, são soluções para produtores rurais, que podem diminuir sua dependência de energia das concessionárias de eletricidade [16].

Esperancini et al. (2007) [9] alvitraram que estudos nessa área podem servir de base para o desenvolvimento de políticas públicas direcionadas ao aproveitamento de biomassa para a produção de energia a baixos custos.

Conforme descrito anteriormente, de toda a energia envolvida no sistema de produção estudado, 19.188.923,51 MJ refere-se à energia consumida (Tabela 5), ao passo que a energia convertida (Tabela 6) corresponde a 4.852.132,20 MJ, resultando em um coeficiente energético de 0,2529 ou 25,29%, ou seja, para cada 100 MJ de energia importada pelo biosistema de produção de suínos, obtêm-se 25,29 MJ de energia convertida. Em outros estudos envolvendo o balanço de energia em instalações de suínos, Angonese et al. (2006), Veloso et al. (2012) e Souza et al. (2009) [17-19] observaram, respectivamente, as seguintes eficiências energéticas: 0,41 (41%), 0,31 (31%) e 0,38 (38%).

De acordo com Santos & Lucas Júnior (2004), Angonese et al. (2006) e Souza et al. (2009) [8, 17, 19], coeficiente de eficiência energética (η) menor que “um” indica um sistema que importa a maioria da energia consumida no processo produtivo, característica esta de sistemas com alto nível de tecnificação.

No sistema estudado, a quantidade média de energia requerida para produzir 1 kg de suíno vivo foi igual a 44,01 MJ. Por sua vez, Veloso et al. (2012) [18] reportaram o valor de 41,73 MJ para produção de 1 kg de suíno vivo para o abate, enquanto que Souza et al. (2009) [19] observaram o valor de 53,35 MJ.

Todas as entradas e saídas de energia, na forma direta e indireta, e a eficiência energética do sistema estudado estão listadas na Tabela 7.

Tabela 7. Eficiência energética dos componentes energéticos da relação Entrada/Saída para o sistema de produção de suínos.

Fontes de Entrada/Saída	Coefficiente Energético (MJ)
Entrada (“Inputs”)	
Energia direta total	19.045.465,84
Energia indireta total	143.457,67
<i>Total de Entradas</i>	<i>19.188.923,51</i>
Saídas (“Outputs”)	
Biofertilizante	836.572,20
Suínos	4.015.560,00
<i>Total de Saídas</i>	<i>4.852.132,20</i>
<i>Eficiência energética</i>	<i>0,2529</i>
<i>Energia para produzir 1 kg de suíno vivo</i>	<i>44,01</i>

Diante dos resultados obtidos, considerando-se a inexistência do conjunto motor gerador, a energia disponibilizada pela concessionária local deveria entrar nessa análise, o que contribuiria com um incremento de 237.945,60 MJ da energia consumida pelo sistema de produção e, ao mesmo tempo, reduziria a eficiência energética para 24,98%.

O sistema biointegrado estudado é sumarizado na Figura 6.

AGRADECIMENTOS

Os autores expressam seus agradecimentos à Granja Niterói pela parceria, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudo e, ao CNPq e à Fapemig pelo suporte financeiro para realização desse projeto de doutorado.

LITERATURA CITADA

- [1] Campos AT, Veloso AV, Silva EB, Yanagi Júnior T, Mattioli MC. Nitrogen fertilization by deep bedding swine production and its effects on dry matter production and accumulation of nutrients by maize. *Engenharia Agrícola* 2013;33(6): 1257-1267.
- [2] Miranda AP, Lucas Júnior J, Thomaz MC, Pereira GT, Fukayama EH. Anaerobic biodigestion of pigs feces in the initial, growing and finishing stages fed with diets formulated with corn or sorghum. *Engenharia Agrícola* 2012;32(1): 47-59.
- [3] Orrico Júnior MAP, Orrico ACA, Lucas Júnior J. Produção animal e o meio ambiente: uma comparação entre potencial de emissão de metano dos dejetos e a quantidade de alimento produzido. *Engenharia Agrícola* 2011;31(2): 399-410.
- [4] Xavier CAN, Lucas Júnior J. Parâmetros de dimensionamento para biodigestores batelada operados com dejetos de vacas leiteiras com e sem uso de inóculo. *Engenharia Agrícola* 2010;30(2): 212-223.
- [5] Kunz A, Miele M, Steinmetz R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. *Bioresource Technology* 2009;100(22): 5485-5489.

- [6] Souza CF, Campos JA, Santos CR, Bressan WS, Mogami CA. Produção volumétrica de metano – dejetos de suínos. *Ciência e Agrotecnologia* 2008;32(1): 219-224.
- [7] Prado MAC, Campos CMM, Silva JF. Estudo da variação da concentração de metano no biogás produzido a partir de águas residuárias do café. *Ciência e Agrotecnologia* 2010;34(2): 475-484.
- [8] Santos TMB, Lucas Júnior J. Balanço energético em galpão de frangos de corte. *Engenharia Agrícola* 2004;24(1): 25-36.
- [9] Esperancini MST, Colen F, Bueno OC, Pimentel AEB, Simon EJ. Viabilidade técnica e econômica da substituição de fontes convencionais de energia por biogás em assentamento rural do estado de São Paulo. *Engenharia Agrícola* 2007;27(1): 110-118.
- [10] Avaci AB, Souza SNM, Chaves LI, Nogueira CEC, Niedzialkoski RK, Secco D. Avaliação econômico-financeira da microgeração de energia elétrica proveniente de biogás da suinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 2013;17(4): 456-462.
- [11] Massé DI, Talbot G, Gilbert Y. On farm biogas production: A method to reduce GHG emissions and develop more sustainable livestock operations. *Animal Feed Science and Technology* 2011;166-167 (23): 436-445.
- [12] Galbiatti JA, Caramelo AD, Silva FG, Gerardi EAB, Chiconato DA. Estudo quali-quantitativo do biogás produzido por substratos em biodigestores tipo batelada. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 2010;14(4): 432-437.
- [13] Souza RG, Silva FM, Bastos AC. Desempenho de um conjunto motogerador adaptado a biogás. *Ciência e Agrotecnologia* 2010;34(1): 190-195.

- [14] Martins FM, Oliveira PAV. Análise econômica da geração de energia elétrica a partir do biogás na suinocultura. *Engenharia Agrícola* 2011;31(3): 477-486.
- [15] Santos TMB, Lucas Júnior J, Silva FM. Avaliação do desempenho de um aquecedor para aves adaptado para utilizar biogás como combustível. *Engenharia Agrícola* 2007;27(3): 658-664.
- [16] Cervi RG, Esperancini MST, Bueno OC. Viabilidade econômica da utilização do biogás produzido em granja suinícola para geração de energia elétrica. *Engenharia Agrícola* 2010;30(5): 831-844.
- [17] Angonese AR, Campos AT, Zacarkim CE, Matsuo MS, Cunha F. Eficiência energética de sistema de produção de suínos com tratamento dos resíduos em biodigestor. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 2006;10(3): 745-750.
- [18] A.V. Veloso, A.T. Campos, V.R. Paula, D.C. Dourado, T. Yanagi Júnior, E.B. Silva, Energetic efficiency of a production system in swine deep bed. *Engenharia Agrícola* 32 (2012), 1068-1079.
- [19] Souza CV, Campos AT, Bueno OC, Silva EB. Análise energética em sistema de produção de suínos com aproveitamento dos dejetos como biofertilizante em pastagem. *Engenharia Agrícola* 2009;29(4): 547-557.
- [20] Campos AT, Saglietti JRC, Campos AT, Bueno OC, Resende H, Gasparino E, Klosowski ES. Custo energético de construção de uma instalação para armazenagem de feno. *Ciência Rural* 2003;33(4): 667-672.
- [21] Lammers PJ, Kenealy MD, Kliebenstein JB, Harmon JD, Helmers MJ, Honeyman MS. Energy use in pig production: an examination of current Iowa systems. *Journal of Animal Science* 2012;90(3): 1056-1068.

- [22] Dantas AAA, Carvalho LG, Ferreira E. Classificação e tendências climáticas em Lavras, MG. *Ciência e Agrotecnologia* 2007;31(6): 1862-1866.
- [23] Evangelista AWP, Carvalho LG, Dantas AAA, Bernardino DT. Potencial erosivo das chuvas em Lavras, MG: distribuição, probabilidade de ocorrência e período de retorno. *Irriga* 2006;11(1): 1-11.
- [24] Pimentel D. *Handbook of energy utilization in agriculture*. CRC Press, USA; 1980. 475p.
- [25] Fluck RC, C.D. Baird CD. *Agricultural energetics*. University of Florida, Agricultural Engineering Department, Institute of Food and Agricultural Sciences, USA; 1982. 197p.
- [26] Jasper SP, Biaggioni MAM, Silva PRA, Seki AS, Bueno OC. Análise energética da cultura do crambe (*Crambe abyssinica* Hochst) produzida em plantio direto. *Engenharia Agrícola* 2010;30(3): 395-403.
- [27] BRASIL. Ministério de Minas e Energia. *Balanço Energético Nacional 2011: ano base 2010*. Ministério de Minas e Energia/Empresa de Pesquisa Energética, Brasília; 2011. 266p.
- [28] Veloso AV, Campos AT, Yanagi Júnior T, Gomes FC, Biaggioni MAM, Silva EB. Custo energético de construção de biodigestores para o manejo e tratamento de resíduos da suinocultura. *Energy and Buildings* (2014): No prelo.
- [29] Cirino JF, Faria LVP. Biodigestor para geração de energia elétrica a partir da suinocultura: análise de viabilidade para um sítio em Coimbra-MG. *Revista de Ciências Humanas* 2013;13(2): 421-440.
- [30] Kiehl EJ. *Novo Fertilizantes orgânicos*. Piracicaba: Editora Degaspari; 2010. 248p.

- [31] Cruz CB, Silva VP. Grandes projetos de investimento: a construção hidrelétricas e a criação de novos territórios. *Sociedade&Natureza* 2010;22(1): 181-190.
- [32] Converti A, Oliveira RPS, Torres BR, Lodi A, Zilli M. Biogas production and valorization by means of a two-step biological process. *Bioresource Technology* 2009;100(23): 5771-5776.

(VERSÃO PRELIMINAR)