



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS  
REGIONAL CATALÃO  
UNIDADE ACADÊMICA ESPECIAL DE QUÍMICA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUÍMICA



Geiza Pereira de Assunção

Avaliação da produção de metano no biogás frente a diferentes diluições do dejetos  
bovino e a influência nutricional

Catalão – GO

2020



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS  
UNIDADE ACADÊMICA ESPECIAL DE QUÍMICA

## **TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO (TECA) PARA DISPONIBILIZAR VERSÕES ELETRÔNICAS DE TESES**

### **E DISSERTAÇÕES NA BIBLIOTECA DIGITAL DA UFG**

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás (UFG) a disponibilizar, gratuitamente, por meio da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/UFG), regulamentada pela Resolução CEPEC nº 832/2007, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a [Lei 9.610/98](#), o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou download, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

O conteúdo das Teses e Dissertações disponibilizado na BDTD/UFG é de responsabilidade exclusiva do autor. Ao encaminhar o produto final, o autor(a) e o(a) orientador(a) firmam o compromisso de que o trabalho não contém nenhuma violação de quaisquer direitos autorais ou outro direito de terceiros.

#### **1. Identificação do material bibliográfico**

Dissertação       Tese

#### **2. Nome completo do autor**

Geiza Pereira de Assunção

#### **3. Título do trabalho**

Avaliação da produção de metano no biogás frente a diferentes diluições do dejetos bovino e a influência nutricional

#### **4. Informações de acesso ao documento (este campo deve ser preenchido pelo orientador)**

Concorda com a liberação total do documento  SIM       NÃO<sup>1</sup>

**[1]** Neste caso o documento será embargado por até um ano a partir da data de defesa. Após esse período, a possível disponibilização ocorrerá apenas mediante:

**a)** consulta ao(à) autor(a) e ao(à) orientador(a);

**b)** novo Termo de Ciência e de Autorização (TECA) assinado e inserido no arquivo da tese ou dissertação.

O documento não será disponibilizado durante o período de embargo.

Casos de embargo:

- Solicitação de registro de patente;
- Submissão de artigo em revista científica;
- Publicação como capítulo de livro;
- Publicação da dissertação/tese em livro.

**Obs. Este termo deverá ser assinado no SEI pelo orientador e pelo autor.**



Documento assinado eletronicamente por **Alberthmeiry Teixeira De Figueiredo, Diretor**, em 12/08/2020, às 16:02, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).

---



Documento assinado eletronicamente por **GEIZA PEREIRA DE ASSUNÇÃO, Discente**, em 17/08/2020, às 22:56, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).

---



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [https://sei.ufg.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=0](https://sei.ufg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **1484297** e o código CRC **EAE081FC**.

---

**Referência:** Processo nº 23070.030186/2020-55

SEI nº 1484297

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS  
REGIONAL CATALÃO  
UNIDADE ACADÊMICA ESPECIAL DE QUÍMICA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUÍMICA

Geiza Pereira de Assunção

Avaliação da produção de metano no biogás frente a diferentes diluições do dejetos  
bovino e a influência nutricional

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Química da Universidade Federal de Goiás - Regional Catalão, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Química.

Orientador: Prof. Dr. Alberthmeiry  
Teixeira de Figueiredo

\*Bolsista CAPES

Catalão – GO

2020

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UFG.

Pereira de Assunção, Geiza

Avaliação da produção de metano no biogás frente a diferentes diluições do dejetos bovino e a influência nutricional [manuscrito] /

Geiza Pereira de Assunção. - 2020.

xiv, 92 f.

Orientador: Prof. Dr. Alberthmeiry Teixeira de Figueiredo.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Goiás, Unidade Acadêmica Especial de Física e Química, Catalão, Programa de Pós Graduação em Química, Catalão, 2020.

Bibliografia. Anexos.

Inclui siglas, fotografias, abreviaturas, símbolos, tabelas, lista de figuras, lista de tabelas.

1. Biodigestão Anaeróbia. 2. Dejetos Bovino. 3. Diluição. 4. Biogás. I. Teixeira de Figueiredo, Alberthmeiry, orient. II. Título.



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS

UNIDADE ACADÊMICA ESPECIAL DE QUÍMICA

**ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO**

Ata nº 01 da sessão de Defesa de Dissertação de **Geiza Pereira de Assunção**, que confere o título de Mestre(a) em **Química**, no Programa de Pós-Graduação em Química da UFG - Regional Catalão

Ao/s **vinte dias do mês de julho**, a partir da(s) **09:00 horas**, por videoconferência, realizou-se a sessão pública de Defesa de Dissertação intitulada “**Avaliação da produção de metano no biogás frente a diferentes diluições do dejetto bovino e a influência nutricional**”. Os trabalhos foram instalados pelo(a) Orientador(a), Professor(a) Doutor(a) **Alberthmeiry Teixeira de Figueiredo (UAEQ/UFG-RC)** com a participação dos demais membros da Banca Examinadora: Professor(a) Doutor(a) **Antover Panazzolo Sarmiento (FENG/UFG-RC)**, membro titular externo; Professor(a) Doutor(a) **Cristiano Morita Barrado (UAEQ/UFG-RC)**, membro titular interno, cujas participações ocorreram por meio de videoconferência. Durante a arguição os membros da banca não fizeram sugestão de alteração do título do trabalho. A Banca Examinadora reuniu-se em sessão secreta a fim de concluir o julgamento da Dissertação, tendo sido(a) o(a) candidato(a) **aprovado(a)** pelos seus membros. Proclamados os resultados pelo(a) Professor(a) Doutor(a) **Alberthmeiry Teixeira de Figueiredo**, Presidente da Banca Examinadora, foram encerrados os trabalhos e, para constar, lavrou-se a presente ata que é assinada pelos Membros da Banca Examinadora, ao(s) **vinte dias do mês de julho**.

TÍTULO SUGERIDO PELA BANCA

Não houve alteração no título.



Documento assinado eletronicamente por **Alberthmeiry Teixeira De Figueiredo, Diretor**, em 20/07/2020, às 12:52, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Cristiano Morita Barrado, Coordenador de Curso**, em 20/07/2020, às 13:10, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Antover Panazzolo Sarmiento, Professor do Magistério Superior**, em 20/07/2020, às 13:30, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [https://sei.ufg.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=0](https://sei.ufg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **1446719** e o código CRC **28A9CA33**.

Referência: Processo nº 23070.030186/2020-55

SEI nº 1446719

## **AGRADECIMENTOS**

Primeiramente quero agradecer a Deus pela força e perseverança para seguir em frente, em todos os momentos dessa jornada, tanto nos bons quanto nos maus momentos.

Agradeço ao meu orientador, Dr. Alberthmeiry Teixeira de Figueiredo pelos conhecimentos compartilhados, pelo apoio durante a evolução do projeto e principalmente pelo profissionalismo e amor à ciência.

Aos meus pais, Aparecida da Guia e Gerson Pereira, minha irmã Jéssica de Assunção Pereira, que estão sempre ao meu lado me motivando e auxiliando em todas as minhas decisões e que me apoiaram nessa incrível jornada.

Gratidão eterna à Angélica Márcia dos Santos pela dedicação e auxílio, pelos ensinamentos que me nortearam neste trabalho, além da amizade eterna conquistada.

Agradeço aos meus amigos da faculdade, que dividiram seus conhecimentos com comentários e sugestões que de alguma forma enriqueceram este trabalho, além das alegrias nos períodos difíceis e principalmente meus amigos de longa data que me incentivaram a nunca desistir de meus sonhos.

Ao meu fiel escudeiro Gustavo Bernardes, pela paciência, por estar presente ao meu lado sempre me incentivando e por fazer parte de todo essa jornada.

À Universidade Federal de Goiás – Regional Catalão/GO e ao Programa de Pós-Graduação em Química pela oportunidade deste mestrado.

Ao Laboratório de Pesquisa em Soluções Energéticas e Ambientais (LABSEA) e ao Laboratório de Óxidos Funcionais Nanoestruturados (LOFN) pela disponibilidade.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Capes pela bolsa concedida.

À Fundação Getúlio Vargas FGV pelo laboratório e equipamentos cedidos.

Muito obrigada!

## RESUMO

O efluente decorrente do confinamento de animais ruminantes especificamente vacas leiteiras, exibe uma alta concentração de matéria orgânica e agentes contaminantes que apresentam uma ameaça ao meio ambiente em consequência do seu manejo inadequado. Uma das soluções encontradas para tratar e minimizar a quantidade desses resíduos e, conseqüentemente os poluentes produzidos é aproveitar a matéria orgânica residual como fonte de energia sustentável. Um exemplo é o uso dos dejetos desses animais como fonte de energia, tanto térmica como elétrica, através da produção e aproveitamento do biogás. Desta forma o principal objetivo de estudo deste trabalho foi avaliar o efeito da biodegradabilidade anaeróbica de dejetos bovinos em condições controladas de temperatura e agitação, testando diferentes fatores de diluições, atrelado a dieta alimentar de vacas leiteiras para o melhoramento da produção de metano, em escala laboratorial por meio de sistema batelada. O trabalho encontra-se dividido em duas etapas. A primeira foi a otimização da diluição na eficácia da produção de metano, onde foram estudadas a amostra do dejetos bruta (sem diluir) além das diluições 1:2; 1:6 e 1:10 (dejetos/água) e a influência da nutrição animal como segunda etapa. Os biodigestores foram avaliados a partir da eficiência de remoção da matéria orgânica (M.O.) nas análises físico-químicas de DQO, DBO, STV, e na produtividade de metano. Verificou-se que os reatores mais diluídos foram as condições que apresentaram melhores resultados de remoção da M.O. tanto na forma de DQO como de DBO, porém, não foi observado o mesmo comportamento para produção de metano, uma vez que a maior produção de metano foi diretamente proporcional ao teor de carga orgânica incubada, ou seja, os reatores abastecidos com maiores concentrações de dejetos bovino (menor % água) exibiram maiores produções. Com auxílio do modelo matemático de Gompertz modificado verificou-se que o excesso de M.O., devido a não diluição do dejetos bovino (R.1), resulta em longos períodos de adaptação dos microrganismos (fase lag) ou seja um atraso significativo na produção, cerca de dois meses para início efetivo na produção de metano. Na segunda etapa concluiu-se que a suplementação alimentar dos animais influencia diretamente na produção de resíduos ideais (ricos em energia e nutrientes) para o processo de biodigestão, pois o reator (G.3) abastecido com dejetos do grupo de animais alimentados com maior carga nutricional exibiu a maior produção de metano, cerca de 107% a mais que o reator abastecido com resíduos do grupo 1 menor carga nutricional.

**Palavras-chave:** biodigestão anaeróbia, dejetos bovino, diluição, biogás.

## ABSTRACT

The effluent resulting from the confinement of ruminant animals, specifically dairy cows, exhibits a high concentration of organic matter and contaminating agents that pose a threat to the environment as a result of their improper handling. One of the solutions found to treat and minimize the amount of these residues and, consequently, the pollutants produced is to use the residual organic matter as a sustainable energy source. An example is the use of the waste of these animals as a source of energy, both thermal and electrical, through the production and use of biogas. Thus, the main object of study of this work was to evaluate the effect of anaerobic biodegradability of bovine manure in controlled conditions of temperature and agitation, testing different dilution factors, linked to the diet of dairy cows for the improvement of methane production, in scale laboratory by batch system. The work is divided into two stages. The first was the optimization of the dilution in the efficiency of methane production, where the sample of crude manure (without diluting) was studied in addition to the dilutions 1:2; 1:6 and 1:10 (manure / water) and the influence of animal nutrition as a second stage. The biodigesters were evaluated from the efficiency of removal of organic matter (O.M.) in the physical-chemical analyzes of COD, BOD, and TVS, and in the productivity of methane. It was found that the most diluted reactors were the conditions that showed the best results of O.M. removal both in the form of COD and BOD, however, the same behavior for methane production was not observed, since the higher methane production was directly proportional to the content of incubated organic load, that is, the reactors supplied with higher concentrations of bovine manure (lower% water) exhibited higher yields. With the aid of the modified Gompertz mathematical model, he verified that the excess of O.M., due to the non-dilution of bovine manure (R.1), results in long periods of adaptation of the microorganisms (lag phase), that is, a delay in production, about two months for effective start in methane production. In the second stage, it was concluded that animal feed supplementation directly influences the production of ideal residues (rich in energy and nutrients) for the biodigestion process, since the reactor (G.3) supplied with waste from the group of animals fed with greater nutritional highest load exhibited the highest methane production, about 107% more than the reactor supplied with group 1 residues lowest nutritional charge.

**Keywords:** anaerobic biodigestion, bovine manure, dilution, biogas.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1:</b> Fluxo da biodegradação anaeróbia. ....	16
<b>Figura 2:</b> Etapas do processo de biodigestão anaeróbio.....	17
<b>Figura 3:</b> (a) Matriz energética; (b) Matriz elétrica.....	29
<b>Figura 4:</b> Sistema de produção e aproveitamento do biogás.....	31
<b>Figura 5:</b> Fluxograma das formas de aproveitamento do biogás. ....	32
<b>Figura 6:</b> Etapas de tratamento do biogás de acordo com sua aplicação. ....	33
<b>Figura 7:</b> Fazenda Ribeirão. ....	37
<b>Figura 8:</b> Fotografia do barracão de confinamento do rebanho leiteiro. ....	38
<b>Figura 9:</b> Fluxo experimental. ....	39
<b>Figura 10:</b> (a) Reator anaeróbio (aparatos que compõem o reator); (b) Sistema de biodigestão.....	40
<b>Figura 11:</b> Sistema de medição direta de metano.....	41
<b>Figura 12:</b> Caracterização do biogás gerado. ....	42
<b>Figura 13:</b> Concentrações e porcentagens de remoção de DBO. ....	53
<b>Figura 14:</b> Concentrações e porcentagens de remoção de STV. ....	54
<b>Figura 15:</b> Resultados de pH nas amostras de afluente e efluentes.....	59
<b>Figura 16:</b> Alcalinidade e ácidos voláteis. ....	60
<b>Figura 17:</b> Gráfico das curvas de ajuste do modelo matemático de Gompertz modificado nos dados de volumes acumulados de metano. ....	62
<b>Figura 18:</b> Resultados ANOVA, taxa de remoção de matéria orgânica expressa na forma de (1) demanda química de oxigênio; (2) demanda bioquímica de oxigênio e (3) sólidos totais voláteis. ....	68
<b>Figura 19:</b> Gráfico da produção acumulativa de metano para os diferentes grupos analisados. (a) Grupo 1; (b) Grupo 2 e (c) Grupo 3. ....	71
<b>Figura 20:</b> Análises de pH afluente e efluente.....	73
<b>Figura 21:</b> Redução de matéria orgânica na forma de DQO e STV.....	74
<b>Figura 22:</b> Gráficos de ajuste dos dados experimentais a curva de Gompertz modificado. ....	78

**LISTA DE TABELAS**

<b>Tabela 1:</b> Composição específica do biogás.....	20
<b>Tabela 2:</b> Equivalência de um metro cúbico (m <sup>3</sup> ) de biogás.....	20
<b>Tabela 3:</b> Plantas de sucesso no Brasil.....	28
<b>Tabela 4:</b> Composição da dieta alimentar fornecida ao rebanho leiteiro. ....	43
<b>Tabela 5:</b> Análises físico-químicas realizadas.....	44
<b>Tabela 6:</b> Reações envolvidas na análise de NTK.....	47
<b>Tabela 7:</b> Dados da produção de metano.....	51
<b>Tabela 8:</b> Dados médios das análises de DQO iniciais (afluente), finais (efluente) e suas respectivas taxas de remoção de matéria orgânica. ....	51
<b>Tabela 9:</b> Resultados médios da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e sua taxa de remoção. ....	54
<b>Tabela 10:</b> Resultados médios das análises de sólidos totais voláteis, volume acumulado de CH <sub>4</sub> e suas respectivas taxas de remoção. ....	55
<b>Tabela 11:</b> Conversão de Substrato em metano pela quantidade de DQO removida....	56
<b>Tabela 12:</b> Dados de pH, alcalinidade total e ácidos voláteis. ....	58
<b>Tabela 13:</b> Resultados médios das análises de Nitrogênio total Kjeldhal e Fósforo total. ....	61
<b>Tabela 14:</b> Parâmetros cinéticos do modelo matemático de Gompertz modificado. ....	63
<b>Tabela 15:</b> Teor de metano (%) no biogás nas respectivas diluições.....	65
<b>Tabela 16:</b> Teor de dióxido de carbono (%) no biogás. ....	66
<b>Tabela 17:</b> Teor de metano (%) após lavagem em solução de NaOH 15%. ....	67
<b>Tabela 18:</b> Resultados médios de remoção de matéria orgânica expressos na forma de DQO, DBO e STV em função da diluição. ....	69
<b>Tabela 19:</b> Composição da dieta alimentar fornecida aos diferentes grupos de vacas leiteira. ....	70
<b>Tabela 20:</b> Tempo de biodigestão e produção acumulada de metano dos reatores.....	71
<b>Tabela 21:</b> Caracterização média dos afluentes e efluentes, resultado ANOVA* e teste Tukey.....	72
<b>Tabela 22:</b> Parâmetros do modelo de Gompertz calculados para as três condições experimentais analisadas. ....	76

**LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

**ABC** - Agricultura de Baixa Emissão de Carbono

**ABiogás** – Associação Brasileira do Biogás

**Afl** – Afluente

**ANP** – Agência Nacional do Petróleo

**atm** – Atmosfera

**BNDES** – Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social

**BRS** – Bactérias Redutoras de Sulfato

**C** - Carbono

**Ca** – Cálcio

**CaCO<sub>3</sub>** - Carbonato de Cálcio

**CH<sub>4</sub>** - Metano

**CIBiogás-ER** – Centro Internacional Energia Renováveis-Biogás

**CNUDS** – Conferência das Nações Unidas sobre Desenvolvimento Sustentável

**Co** – Cobalto

**CO** – Monóxido de carbono

**CO<sub>2</sub>** - Dióxido de Carbono

**CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>** - Carbonato

**Compagas** - Companhia Paranaense de Gás

**Copel** - Companhia Paranaense de Energia

**COV** – Carga Orgânica Volumétrica

**Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub><sup>2-</sup>** - Íon dicromato

**CSTR** – Reator anaeróbio completamente agitado

**CTGÁS-ER** - Centro de Tecnologias do Gás e Energias Renováveis

**d** – Dias

**DBO** - Demanda Bioquímica de Oxigênio

**DQO** - Demanda Química de Oxigênio

**e** – número de Euler ( $\approx 2,71828$ )

**Efl** – Efluente

**Eletrobrás** – Centrais Elétricas Brasileiras

**Emater/PR** - Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Paraná

**Embrater** - Empresa Brasileira de Assistência Técnica e Extensão Rural

**EPE** – Empresa de Pesquisa Energética

**exp** – Exponencial

**F**- Teste F

**FAO** - Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura

**G.1; G.2; G.3** – Grupo 1; Grupo 2; Grupo 3

**g** - Grama

**GEE** - Gases do Efeito Estufa

**GLP** – Gás Liquefeito de Petróleo

**h** – Hora

**H<sub>2</sub>** - Hidrogênio

**H<sub>2</sub>O** - Água

**H<sub>2</sub>S** - Ácido sulfídrico ou Sulfeto de Hidrogênio

**H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>** – Ácido Sulfúrico

**H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub>** - Ácido bórico

**HAc** – Ácido Acético

**HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>** - Bicarbonato

**HS<sup>-</sup>** - Íon Hidrossulfeto

**IBGE** - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

**IC** – Índice de Confiança

**K** - Potássio

**kcal** – Quilocaloria

**kg** - Quilograma

**km** – Quilômetro

**kVA** – Quilovoltampere

**kWh** – Quilowatt-hora

**L** - Litro

**M** – Molar

**M.O.** - Matéria Orgânica  
**m<sup>3</sup>** – Metro Cúbico  
**MDL** – Mecanismo de Desenvolvimento Limpo  
**MG** – Minas Gerais  
**Mg** – Magnésio  
**mg** - Miligrama  
**mL** - Mililitro  
**mm** - Milímetro  
**MME** – Ministério de Minas e Energia  
**MW** – Megawatt  
**N** - Nitrogênio  
**NaOH** – Hidróxido de sódio  
**NH<sub>3</sub>** - Amônia  
**NH<sub>4</sub><sup>+</sup>** - Íon Amônio  
 **$\alpha$**  – Nível de significância  
**Ni** – Níquel  
**nm** - Nanômetro  
**NPs** – Nanopartículas  
**NTK** - Nitrogênio Total de Kjeldahl  
**O<sub>2</sub>** – Oxigênio  
**OH<sup>-</sup>** - Íon Hidroxila  
**ORP** – Potencial de Oxidação/Redução  
**P** – Produção Máxima de Metano  
**P<sub>total</sub>** - Fósforo Total  
**PE** – Pernambuco  
**pH** - Potencial Hidrogeniônico  
**PIB** - Produto Interno Bruto  
**PNMC** - Plano Nacional Sobre Mudança do Clima  
**PNRS** - Política Nacional de Resíduos Sólidos  
**ppm** – Parte por milhão

**PR** – Paraná

**Proinfra** – Programa de Incentivo às Fontes Alternativa

**PTI** – Parque Tecnológico Itaipu

**R.1; R.2; R.3; R.4** – Reator 1; Reator 2; Reator 3; Reator 4

**Rm** – Taxa Máxima de Produção

**RA** – Resíduo de Animal

**RAI** – Resíduo Agroindustrial

**rpm** – Rotação por Minuto

**RSU** – Resíduo Sólido Urbano

**S** – Substrato

**SC** – Santa Catarina

**SO<sup>-2</sup><sub>4</sub>** - Sulfato

**SP** – São Paulo

**ST** - Sólidos Totais

**STV** - Sólidos Totais Voláteis

**SV** – Sólidos Voláteis

**t** – Temperatura

**TRH** – Tempo de Retenção Hidráulica

**Unid.** – Unidade

**V<sub>accum.</sub>** – Volume acumulado

**λ** – Fase Lag (Fase de Adaptação dos Microrganismos)

# SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	15
<b>1.1 Apresentação do trabalho e situação problema</b> .....	15
<b>1.2 Processo de biodigestão anaeróbia</b> .....	16
1.2.1 Fatores que influenciam o desempenho do sistema .....	18
1.2.2 Biogás.....	19
<b>1.3 Estado da Arte</b> .....	21
<b>1.4 Biogás no Brasil</b> .....	24
1.4.1 Histórico do biogás.....	24
1.4.2 Usinas de Sucesso .....	28
<b>1.5 Uso do biogás como solução energética</b> .....	29
1.5.1 Matriz energética do Brasil e do Mundo .....	29
1.5.2 Aproveitamento do Biogás.....	31
<b>1.6 Justificativa e proposta do trabalho</b> .....	34
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	36
2.1 Objetivo Geral.....	36
2.2 Objetivos específicos .....	36
<b>3. MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	37
<b>3.1.1 Local de coleta das Amostras</b> .....	37
<b>3.1.2 Fluxo do trabalho</b> .....	38
<b>3.2 Etapa I: Otimização da Diluição</b> .....	39
3.2.1 Coleta e preparo do substrato .....	39
3.2.2 Montagem dos sistemas de biodigestão e medição direta de metano .....	40
3.2.3 Caracterização da composição do biogás e metano gerado .....	41
<b>3.3 Etapa II: Influência da dieta animal na produção de biogás</b> .....	42
3.3.1 Coleta das amostras.....	42
3.3.2 Preparo das amostras e montagem dos sistemas de biodigestão.....	43
<b>3.4 Caracterização física e química dos afluentes e efluentes</b> .....	43
3.4.1 Potencial Hidrogeniônico (pH) .....	44
3.4.2 Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	44

3.4.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) .....	44
3.4.4 Alcalinidade total .....	45
3.4.5 Ácidos voláteis .....	45
3.4.6 Sólidos Totais Voláteis (STV) .....	46
3.4.7 Fósforo total .....	46
3.4.8 Nitrogênio total de Kjeldahl (NTK) .....	46
<b>3.5 Determinação da produção de metano .....</b>	<b>47</b>
3.5.1 Produção teórica de metano .....	47
<b>3.6 Taxa de Remoção .....</b>	<b>48</b>
<b>3.7 Análise estatísticas .....</b>	<b>49</b>
<b>3.8 Modelagem matemática- ajuste ao volume acumulado de metano .....</b>	<b>50</b>
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>51</b>
<b>4.1 Etapa I – Otimização da diluição. ....</b>	<b>51</b>
4.1.1 Remoção de matéria orgânica .....	51
4.1.2 Conversão de Substrato a metano .....	56
<b>4.2 Condições do meio reacional.....</b>	<b>58</b>
4.2.1 pH, Alcalinidade e Acidez .....	58
4.2.2 Nutrientes .....	60
<b>4.3 Desempenho do Processo de Biodigestão.....</b>	<b>62</b>
4.3.1 Modelo matemático de Gompertz modificado.....	62
<b>4.4 Caracterização da composição do biogás e biometano gerado.....</b>	<b>65</b>
<b>4.5 Análises estatísticas .....</b>	<b>68</b>
<b>4.6 Etapa II: Influência da dieta animal na produção de biogás.....</b>	<b>70</b>
4.6.1 Produção acumulada de metano .....	71
4.6.2 Desempenho dos sistemas de biodigestão.....	72
4.6.3 Rendimento de metano.....	76
<b>5. CONCLUSÃO.....</b>	<b>79</b>
<b>6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>81</b>
<b>ANEXOS .....</b>	<b>90</b>

## 1. INTRODUÇÃO

### 1.1 Apresentação do trabalho e situação problema

O crescimento populacional atrelado aos avanços tecnológicos, tanto na agroindústria como na agropecuária, mais especificamente na bovinocultura e na pecuária leiteira, demanda um alto consumo de energia para suprir as necessidades alimentícias e energéticas desse elevado crescimento.

Segundo dados do censo agropecuário de 2017 publicado pelo IBGE o Brasil encontra-se entre um dos maiores criadores de aves, bovinos e suínos do mundo, destacando-se entre os três maiores exportadores de carne, ficando atrás apenas dos Estados Unidos e dos Países Baixos. Nos anos de 2017 e 2018 a agropecuária colaborou com aproximadamente 22% do PIB nacional, sendo que deste total, a pecuária protagonizou 6,6% (RAMOS; LANZA; AZEREDO, 2018). Isso se deve graças a forte alta das importações, principalmente chinesas, de carnes bovinas, suínas e aves, favorecendo o sistema pecuário do Brasil.

Associado a essa evolução, sobressai-se também o aumento de resíduos, seja por desperdícios de insumos, perdas dentro da linha de produção e no consumo, ou dos rejeitos (efluente) oriundos da criação dos animais (ROSA *et al.*, 2011). Por esses e outros motivos que envolvem a econômica nacional, há a necessidade de se pensar em novas maneiras para as cadeias produtivas operarem de forma ecologicamente sustentável.

Dentre as tecnologias existentes para o tratamento e aproveitamento desses resíduos, a digestão anaeróbia vem ganhando espaço, devido ao seu alto potencial de biorremediação, estabilização dos resíduos, produção de biofertilizante e geração de biogás (PASSOS *et al.*, 2018).

O biogás produzido a partir de resíduos agropecuários pode ser utilizado como fonte de energia térmica, para geração de eletricidade ou em substituição ao diesel a partir de sua purificação. Ao mesmo tempo, ele contribui efetivamente na mitigação das emissões de gases do efeito estufa (GEE) na atmosfera.

## 1.2 Processo de biodigestão anaeróbia

Digestão anaeróbia, também conhecida como biodigestão ou biogaseificação, é um processo natural que ocorre na ausência de oxigênio, no qual um consórcio de microrganismo transforma matéria orgânica complexa em compostos orgânicos mais simples, obtendo-se como produto final o biogás, composto principalmente por metano ( $\text{CH}_4$ ) e dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), e um efluente biologicamente estabilizado (biofertilizante) rico em nutrientes (Figura 1) (CHERNICHARO, 2007).

**Figura 1:** Fluxo da biodegradação anaeróbia.



**Fonte:** Adaptado de Chernicharo (1997).

A produção de biogás é feita através de um ecossistema de diversos microrganismos heterotróficos que trabalham em sintrofia na oxidação da matéria orgânica. Os microrganismos atuantes no processo podem ser divididos em três grupos principais: (I) bactérias fermentativas, responsáveis pela primeira e segunda etapa do processo de biodigestão, (II) bactérias acetogênicas que atuam na terceira etapa de degradação e (III) arqueias metanogênicas responsáveis pela formação de metano (CHERNICHARO, 2007).

Simplificadamente, o processo de digestão anaeróbia encontra-se dividido em quatro etapas distintas (Figura 2).

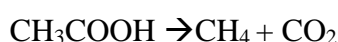
**Hidrólise (I etapa):** enzimas hidrolíticas atravessam as paredes celulares das bactérias devido a ação das exoenzimas degradando os compostos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) em moléculas mais simples (aminoácidos e peptídeos).

**Acidogênese (II etapa):** bactérias fermentativas acidogênicas utilizam todos os produtos da etapa anterior como fonte de energia degradando-os em ácidos orgânicos de cadeias curtas (ácido butírico e ácido acético).

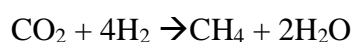
**Acetogênese (III etapa):** bactérias responsáveis pela oxidação dos produtos da etapa de acidogênese em compostos apropriados para os microrganismos produtores de metano, tais como gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ), hidrogênio ( $\text{H}_2$ ) e ácido acético.

**Metanogênese (IV etapa):** etapa determinante para produção de metano, ocorre estritamente em condições anaeróbias (sem oxigênio), onde as arqueias metanogênicas utilizam todos os produtos da etapa anterior como substrato para produção de metano. Em questão de afinidade, as metanogênicas encontram-se divididas em dois grupos principais: as **acetoclásticas<sup>(I)</sup>**, que utilizam o acetato como fonte principal de energia para produção de metano, responsáveis por cerca de 60 a 70% de todo o metano produzido; e as **hidrogenotróficas<sup>(II)</sup>**, que utilizam hidrogênio e CO<sub>2</sub> para produção de metano.

<sup>(I)</sup> **Metanogênicas Acetoclásticas**

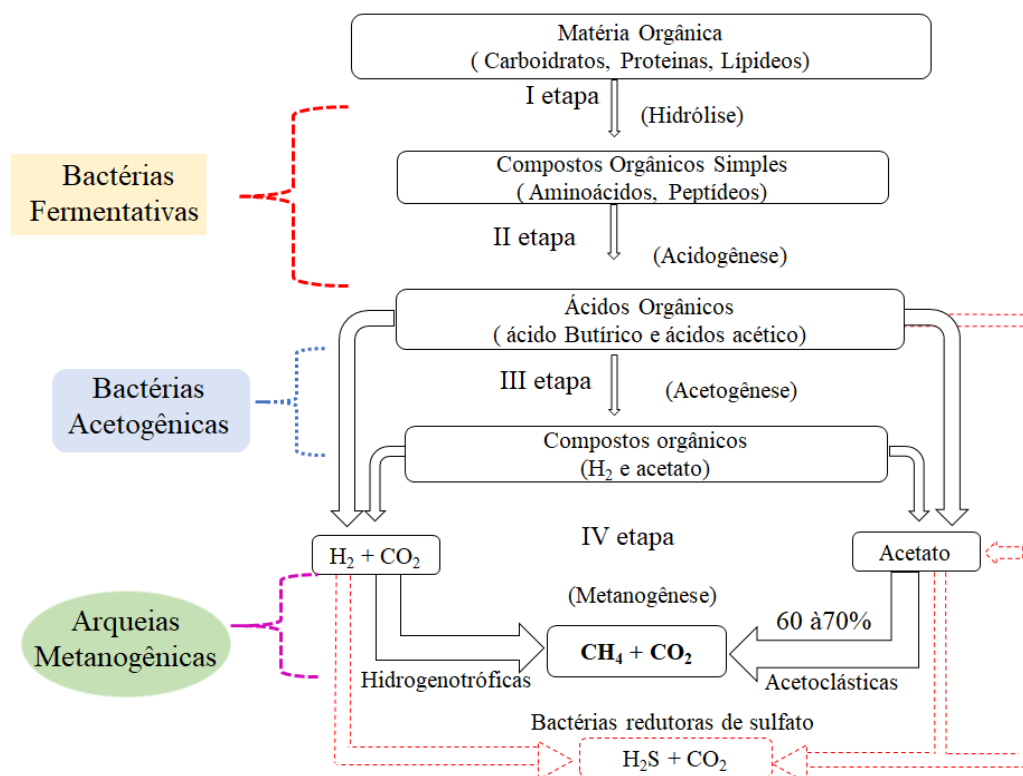


<sup>(II)</sup> **Metanogênicas Hidrogenotróficas**



Além dessas quatro etapas mencionadas, Chernicharo (2007) destaca a importância da inclusão de mais uma etapa ao processo de biodigestão, a sulfetogênese, onde ocorre a redução do sulfato, dependendo inicialmente do substrato a ser biodegradado, pois substratos que dispõem de enxofre em sua composição, ou ricos em proteínas podem se decompor via sulfetogênese.

**Figura 2:** Etapas do processo de biodigestão anaeróbio.



**Fonte:** Adaptado de Chernicharo (2007).

### 1.2.1 Fatores que influenciam o desempenho do sistema

No processo de biodigestão anaeróbia é necessário fornecer condições favoráveis para o desenvolvimento microbiano.

Por se tratar de um sistema complexo e sensível, o processo de biodigestão exhibe uma série de fatores que estão diretamente relacionados a sua eficácia, que têm como consequência o aumento ou redução na produção de metano, tais como nutrientes, temperatura, pH, o tipo e a concentração do substrato, taxa de carga orgânica, diluição, entre outros (CHERNICHARO, 2007; DUAN *et al.*, 2019).

Para melhorar o crescimento dos microrganismos e a degradação da matéria orgânica é imprescindível quantidades significativas de macro e micronutrientes como nitrogênio e fósforo. Usualmente, sugere-se uma relação de 1/5 a 1/7 da necessidade de fósforo para a quantidade de nitrogênio no meio reacional. Melhor dizendo, uma relação 20:1 a 30:1 em massa para carbono/nitrogênio (WANG *et al.*, 2012) e 100:1 a 150:1 para carbono/fósforo (CHERNICHARO, 2007).

Em relação a temperatura, no geral, os microrganismos envolvidos no processo de biodigestão são ativos tanto em temperaturas altas como baixas, podendo então ser classificados como: (i) psicrófilos (0-20°C); (ii) mesófilos (20-45°C) e termófilos (45-70°C) (CHERNICHARO, 2007).

As condições termofílicas apresentam inúmeros benefícios, incluindo o favorecimento da velocidade da reação, menor tempo de biodigestão, melhora na eliminação de patógenos, aumento da solubilidade da matéria orgânica e maior produção de gases. Porém, temperaturas altas exigem um monitoramento a mais, devido ao favorecimento de substâncias inapropriadas ao meio reacional que apresentam efeitos inibitórios ao sistema (AMARAL *et al.*, 2019). Entretanto, admite-se como temperaturas ideais para produção de metano, ou seja, favorecimento das arqueias metanogênicas, a faixa mesofílica, entre 36 a 37°C. Ainda assim, para garantir a eficácia do sistema e a uniformidade da geração de biogás é mais importante o controle da temperatura, evitando variações bruscas de temperaturas, do que trabalhar em uma temperatura específica (AMARAL *et al.*, 2019).

No que se refere ao pH, cada grupo de microrganismos apresenta condições ideais de acidez e basicidade. Contudo, para melhor desempenho das arqueias metanogênicas admite-se a faixa ótima em pH 7-7,5 embora consiga-se estabilidade na produção de CH<sub>4</sub> em uma faixa mais ampla entre 6,5 e 8,0 (CHERNICHARO, 2007).

Em relação ao tipo e a concentração de substrato, tem-se que altas concentrações de matéria orgânica (M.O.) resultam em alto rendimento de metano, entretanto o excesso de M.O. pode acarretar em possíveis sobrecargas no sistema, afetando diretamente o desempenho e estabilidade do reator, devido ao acúmulo de possíveis ácidos voláteis. Além da concentração, a composição (tipo) do substrato é outro fator primordial ao processo. Substratos oriundos de sistemas agropecuários (dejeito animal) carecem de uma atenção a mais pois, tanto o tipo de alimentação como a possível administração de antibióticos aos animais, ou até mesmo a higienização do local de confinamento (uso de produtos de limpeza) podem influenciar de forma negativa no sistema de biodigestão (ZHANG, 2014). No que se refere a taxa de carga orgânica, altas taxas podem acarretar acúmulos de ácidos, reduzindo assim a produção de metano (DUAN *et al.*, 2019).

Para melhor desempenho do processo de biodigestão é importante que o substrato não seja muito diluído (a % de água deve ficar torno de 90% da biomassa), pois o excesso de água pode comprometer de maneira drástica a capacidade de proliferação (taxa de crescimento) dos microrganismos (KARLSSON *et al.*, 2014; RUIZ, 1992).

Diante do exposto, fica claro que o sucesso de qualquer processo anaeróbio depende primordialmente da manutenção da biomassa com elevada atividade microbiana, que atua no processo de digestão. Outro fator relevante, é manter eficiente o contato entre a matéria orgânica e a biomassa (microrganismo), necessitando então de agitação para melhor associação (CHERNICHARO, 2007), e evitando-se também, possíveis sedimentações da matéria orgânica.

### **1.2.2 Biogás**

O biogás é um gás combustível, produto da biodegradação de resíduos orgânicos em geral (esterco de animais, sólidos alimentares, esgoto, efluente de abatedouro entre outros) em condição estritamente anaeróbia, nordeada por uma colônia de diferentes microrganismos, sendo o biogás composto principalmente por metano (CH<sub>4</sub>), dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) e outros gases em menores concentrações, como nitrogênio (N), ácido sulfídrico (H<sub>2</sub>S), amônias (NH<sub>3</sub>), dentre outros (Tabela 1). Sua composição depende de fatores como o tipo e a composição do substrato a ser biodegradado (FREITAS *et al.*, 2019). Além disso, seu potencial energético está diretamente relacionado a quantidade de metano em sua composição, ou seja, quanto maior a porcentagem de metano em sua composição, maior o valor agregado do biogás.

**Tabela 1:** Composição específica do biogás.

<b>Gases</b>	<b>Porcentagens (%)</b>
Metano (CH <sub>4</sub> )	40-75
Dióxido de carbono (CO <sub>2</sub> )	25-40
Nitrogênio (N <sub>2</sub> )	0,5-2,5
Oxigênio (O <sub>2</sub> )	0,1-1
Ácido sulfídrico (H <sub>2</sub> S)	0,1-0,5
Amônia (NH <sub>3</sub> )	0,1-0,5
Monóxido de carbono (CO)	0-0,1
Hidrogênio (H <sub>2</sub> )	1-3

**Fonte:** SALOMON; LORA, (2009); REGO; HERNÁNDEZ, (2006)

De acordo com alguns autores, a capacidade calorífica do biogás é volúvel graças a porcentagem de metano em sua composição, diante disso, seu poder calorífico gira em torno de 5000 a 7000 kcal/m<sup>3</sup>, isso significa de 4,95 a 7,5 kWh/m<sup>3</sup>. Uma vez purificado e com a conseqüente eliminação de impurezas, como CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S e vapores de água, sua potencialidade pode chegar a 12000 kcal/m<sup>3</sup> ou a 9,5 kWh/m<sup>3</sup> (DEGANUTTI *et al.*, 2002; SGANZERLA, 1983; COMASTRI FILHO, 1981; SALOMON; LORA, 2009). A Tabela 2 apresenta a equivalência de um metro cúbico de biogás com alguns combustíveis.

**Tabela 2:** Equivalência de um metro cúbico (m<sup>3</sup>) de biogás.

<b>Fontes energéticas</b>	<b>FERRAZ; MARRIEL (1980)</b>	<b>DEGANUTTI <i>et al.</i> (2002)</b>	<b>VERA-ROMERO <i>et al.</i> (2017)</b>
GLP (kg)	0,40	0,45	0,488
Gasolina (L)	0,61-0,70	0,61	0,80
Óleo diesel (L)	0,55	0,55	0,55
Etanol (L)	0,80	0,79	1,1
Eletricidade (kWh)	1,25-1,43	1,428	1,25
Lenha (kg)	1,60-3,50	1,538	1,3

**Fonte:** DEGANUTTI *et al.* (2002); FERRAZ; MARRIEL (1980); VERA-ROMERO *et al.* 2017)

### 1.3 Estado da Arte

A digestão anaeróbica de resíduos agroindustriais vem sendo amplamente estudada desde o fim da década de 70, e desde então, diversas pesquisas têm sido realizadas em torno dos aspectos que podem influenciar e/ou melhorar o processo, tais como temperatura (COONEY&WISE, 1975; STENSTROM *et al.*, 1983), taxa de carga orgânica (DUAN *et al.*, 2019), tempo de retenção hidráulica (AMARAL *et al.*, 2004), composição do substrato (JARRET *et al.*, 2012), uso de inóculo (VENTORINO *et al.*, 2018) e co-digestão (PASSOS *et al.*, 2018). A digestão anaeróbica, apesar de complexa, dependente de condições específicas do meio reacional e da necessidade de diferentes tipos de microrganismos, tornou-se uma importante metodologia para o tratamento de resíduos agropecuários, principalmente na pecuária leiteira, aumentando a oportunidade de renda através da produção de biogás e de biofertilizantes (MIRANDA *et al.*, 2012; ORRICO *et al.*, 2011; LASTELLA *et al.*, 2002) e contribuindo para o tratamento dos resíduos. Devido a esses benefícios, ela está em crescente desenvolvimento e expansão.

Recentemente, novos sistemas compostos por reatores anaeróbios bioeletroquímicos (eletrólise microbiana) vêm sendo relatados para o monitoramento da degradação de reatores com alta taxa de carga orgânica, visto que esses reatores apresentam melhor desempenho devido a extensa decomposição do material orgânico, favorecida pela tensão elétrica fornecida, beneficiando assim a produção de metano a partir de orgânicos (CAI *et al.*, 2016; LIU *et al.*, 2016). Park *et al.* (2019) estudaram o uso desses reatores na degradação de resíduos alimentares em diferentes taxas de carga orgânica, onde foram usados dois tipos de reatores anaeróbios sendo um com inserção de uma pequena carga elétrica e um sem nenhuma fonte de tensão (controle). Os resultados demonstraram o alto potencial do reator bioeletroquímico em manter-se estável sob altas concentrações de cargas orgânicas, uma vez que há um aumento na decomposição da matéria orgânica pela fonte de tensão, resultando assim, em consideráveis remoções de DQO, e, conseqüentemente, maior produção de metano.

Duan *et al.* (2019) avaliaram o desempenho de reator anaeróbio completamente agitado (CSTR), abastecido com diferentes taxas de carga orgânica de resíduos suínos, variando de 3-8% de ST a 35°C. Os autores apontaram que a taxa de carga orgânica ideal para a digestão dos resíduos suínos é de 5% de ST, visto que, concentrações muito altas ou muito baixas em relação a esse valor de substrato apresentaram reduções na produção de metano, devido aos possíveis acúmulos de

amônia.

Li *et al.* (2015) compararam o comportamento de reatores anaeróbios alimentados com diferentes concentrações iniciais de diferentes resíduos (porcos, galinha, vacas e coelho) e concluíram que o tipo de resíduo influenciou no processo de biodigestão, pois cada sistema apresentou desempenho diferente, e com auxílio de modelos cinéticos confirmaram que sistemas com alta carga de matéria orgânica apresentam maiores fases de atraso, ou seja, longos períodos de adaptação e/ou hidrólise durante o processo de biodigestão.

O desempenho e a eficiência do processo de biodigestão, isto é, o grau de biodegradação e a produção de biogás tiveram destaque em vários estudos, com um aumento significativo pela adição de oligoelementos (VINTILOIU *et al.*, 2012; DEMIREL; SCHERER, 2011). Visto que a suplementação de oligoelementos deixa o processo mais estável (BANKS *et al.*, 2012). Abdelsalam *et al.* (2017) estudaram o efeito da adição de diferentes concentrações de nanopartículas (NPs) de colbato (Co) e de níquel (Ni) em reatores anaeróbios abastecidos com resíduos bovinos, e os resultados apontaram que o tamanho (Co  $28 \pm 0,7$  nm e  $17 \pm 0,3$  nm Ni) e a forma (esférica) das NPs melhoram tanto a produção de biogás e metano quanto a diminuição da fase de atraso na produção de biogás, devido ao efeito bioestimulador da NPs nas arqueias metanogênicas no início da biodigestão.

Membere e Sallis (2018) estudaram o efeito da temperatura (entre 25-55°C) na cinética de produção de biogás em amostras de macroalgas laminárias, e os resultados apontaram que a temperatura mesofílica de 35°C foi a melhor para produção acumulativa de biogás.

Recentemente, alguns pesquisadores vêm estudando métodos adequados para biodigestão estável de resíduos alimentares, tais como, pré-tratamento usando irradiação por micro-ondas (MARIN *et al.*, 2010) e termoquímico (LI *et al.*, 2013). Zhang *et al.* (2018) estudaram dois métodos de aprimoramento da biodigestão de resíduos alimentares, adição de bentonita e pré-tratamento térmico em autoclave, e os resultados desse trabalho apontaram que tanto a adição da bentonita como o tratamento térmico influenciaram significativamente na estabilidade e na produção biogás.

Além desses trabalhos mencionados, vários projetos vêm sendo realizados nos últimos anos em torno da co-digestão de resíduos agroindustriais no processo de biodigestão, visando aumentar o rendimento de metano e melhorar a eficiência do

processo, em virtude da melhora da relação C/N e como produto desse processo uma maior eliminação simultânea de vários resíduos passivos ambientais (HUBLIN *et al.*, 2014; VALENTI *et al.*, 2018; ZAHAN *et al.*, 2018).

Diante do exposto, nota-se a existência de várias pesquisas voltadas para o aprimoramento do processo de biodigestão, que visam melhorar a eficiência da produção de metano. Nesse contexto, esse trabalho propõe estudar e agregar conhecimento sobre alguns aspectos que circundam a eficiência do processo de digestão, enfatizando a otimização da diluição e a composição (qualidade) do substrato (dejeito bovino) para a produção de biogás.

## 1.4 Biogás no Brasil

### 1.4.1 Histórico do biogás

A década de 70 foi o marco inicial do interesse do Brasil no biogás, com a crise do petróleo que ocorreu em 1979. Neste cenário iniciou-se o investimento para o desenvolvimento de novas fontes energéticas que substituam o petróleo (REIS, 2020).

A Embrater, de acordo com um relatório da (FAO) Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura, instalou em novembro de 1979 um dos primeiros biodigestores do país na Granja do Torto em Brasília – morada dos presidentes do Brasil, um marco para demonstração do uso do biogás. A instalação do projeto na sede do governo foi de extrema importância, pois foi possível demonstrar a instalação de uma unidade biodigestora utilizando materiais simples e de baixo custo, como areia, tijolo, cimento e cal (PALHARES, 2008). A partir desse projeto, o governo iniciou em 1982, o Programa de Mobilização Energética que visava incentivar a substituição dos derivados de petróleo por opções alternativas como o uso de resíduos para a produção de biogás (BRASIL, 1982).

Mesmo com o fato de inexistir dados precisos da época em relação a quantidade de biodigestores no país, a Emater/PR estimou que até 1984 existiam cerca de 3.000 biodigestores em todo território brasileiro utilizados na degradação de dejetos bovinos. Porém, com a falta de informação e de mão de obra especializada, os sistemas não obtiveram os resultados esperados pelos produtores e com isso foram sendo abandonados. Este período foi denominado de primeiro ciclo do biogás no Brasil (REIS, 2020).

O segundo ciclo do biogás iniciou-se na década de 90, e, segundo Bley Jr. (2015), com o tratado do Protocolo de Quioto o biogás voltou a ser mencionado como meio para a redução dos Gases de Efeito Estufa (GEE) através do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) e da venda de créditos de carbono gerados. Porém, foi determinado que a eliminação do gás metano poderia ser feito pela conversão em energia ou então, pela simples queima dele e, devido à complexidade na época do uso do biogás para a geração de energia ficou mais utilizável somente a queima em *flare*, por ser um meio mais fácil, mas sem aproveitar o potencial energético do biogás.

Dentre os anos de 2005 e 2013, devido aos incentivos do mercado de crédito de carbono, aproximadamente 1.000 biodigestores foram instalados no Brasil, principalmente em propriedades rurais voltadas para a suinocultura (REIS, 2020).

Esse ciclo do biogás manteve-se durante 10 anos, mas com a queda do poder político do Protocolo de Quioto e do MDL juntamente com o fato de só a queima do biogás não suprir a sustentabilidade do processo gerando pouco retorno aos produtores, o biogás foi novamente perdendo forças (BLEY JR., 2015).

A partir da influência dos acordos internacionais, o governo brasileiro implementou políticas públicas nacionais, com regulamentações e programas que incentivam a busca por energias renováveis, como a eólica, a fotovoltaica e o biogás.

Em 2002 foi criado, pela lei nº 10.438, o Programa de Incentivo às Fontes Alternativas (Proinfa) que instituiu no início a instalação de 3.300 MW de capacidade através de fontes renováveis, que foram distribuídas igualmente entre as fontes eólica, biomassa e pequenas centrais hidrelétricas. Além de garantir aos produtores a compra da energia produzida com preços já estabelecidos (BRASIL, 2002).

Porém, os valores estabelecidos para a biomassa eram baixos e juntamente com algumas barreiras incrementadas no programa, dentre elas a necessidade de licença ambiental antecipada mínima e de nacionalização dos equipamentos utilizados, tornaram a contratação do total de energia que foi prevista inviável. Com isso, nenhum projeto com energia gerada pelo biogás foi contratado, pois o valor gasto não garantia retorno do investimento (ABRELPE, 2013).

Em 2008, o Plano Nacional Sobre Mudança do Clima (PNMC), coordenado pelo Ministério do Meio Ambiente, foi elaborado para incentivar o desenvolvimento e aprimoramento de ações para colaborar com os esforços mundiais na redução dos gases de efeito estufa, além de criar condições internas para encarar os impactos das mudanças no clima global. O plano foi elaborado em caráter nacional, contando com a contribuição dos estados e municípios além de diversos setores da sociedade (BRASIL, 2008).

Após isso, em 2010, foi criado o Fundo Nacional Sobre Mudanças Climáticas (Fundo Clima) que é um dos instrumentos do Plano Nacional Sobre Mudança do Clima que garante recursos para o apoio dos projetos com o enfoque em mitigar e adaptar-se as mudanças do clima. Para esse fundo foi disponibilizado um orçamento de R\$ 226 milhões. Destes, R\$ 200 milhões financiados pelo Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES) voltados para a área produtiva, onde os projetos destinados ao uso de resíduos para aproveitamento de energia e de energia renovável possuíam um incentivo com a redução de 1% ao ano da taxa de juros em relação

as taxas de juros normais (ABRELPE, 2013).

Neste mesmo ano, foi sancionada a Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS (Lei nº 12.305/10) que dispõe de instrumentos para combater os problemas ambientais, sociais e econômicos que o gerenciamento inadequado de resíduos sólidos gera. Ela prevê o fim dos lixões e uma destinação adequada aos rejeitos, um aumento na reciclagem (BRASIL, 2010a). E com o decreto nº 7.404/10 é garantido o aproveitamento de biomassa para a produção de energia (BRASIL, 2010b).

Em 2012 foi lançado o Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura, também chamado de Plano ABC (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono) onde o objetivo principal é alcançar os compromissos de redução das emissões de GEE pelo setor agropecuário que foram assumidos no PNMC e com isso adaptar o setor às mudanças do clima. Dentre os objetivos desse plano destaca-se o incentivo do tratamento dos dejetos animais para a geração de biogás e biofertilizantes (MAPA, 2012).

No ano de 2013 dois importantes projetos foram criados para incentivar o uso do biogás na matriz energética do Brasil. O primeiro foi o Centro Internacional de Energias Renováveis-Biogás (CIBiogás-ER), sociedade sem fins lucrativos, em esfera nacional e internacional, com sede no Parque Tecnológico Itaipu, em Foz do Iguaçu, Paraná, sendo uma parceria firmada entre diversas instituições (dentre elas a Itaipu Binacional, Fundação PTI, Eletrobrás, Compagas, Copel, CTGÁS-ER, entre outras) durante a Conferência das Nações Unidas sobre Desenvolvimento Sustentável (CNUDS), também conhecida como Rio+20, que tem como principal missão estimular o uso do biogás como fonte de energia renovável com o foco no seu uso para geração de energia elétrica, térmica e automotiva (BLEY JR., 2015). E o segundo foi a fundação da Associação Brasileira do Biogás (ABiogás), que tem como objetivo representar, em âmbito nacional, os interesses das instituições e usuários que contribuem na cadeia de produção do biogás e do biometano, formulando, atualizando, propondo e sustentando um Programa Nacional de Biogás e Biometano a ser submetido ao Governo Federal, ao MME, à ANP, além de todos os órgãos do setor e à sociedade em geral, servindo de base para as políticas públicas que firmem o biogás e o biometano como combustível renovável, e sua aplicação na geração de energia elétrica, térmica e automotiva (BLEY JR., 2015).

Também em 2016 o Ministério de Minas e Energia lançou o programa RenovaBio que foi aprovada pelo Conselho Nacional de Política Energética em 2017 e instituído para ser uma Política Nacional de Biocombustíveis. Seu principal objetivo é estabelecer metas anuais para o País de descarbonização no setor de combustíveis, e com isso incentivar o crescimento da produção e da participação dos biocombustíveis na matriz energética de transportes do Brasil (REIS, 2020).

A produção de biogás no Brasil duplicou entre os anos de 2015 e 2018, com a sua produção passando de 1,5 milhão para 3,1 milhões de m<sup>3</sup> por dia, de acordo com dados do Panorama do Biogás no Brasil, elaborado pelo Centro Internacional de Energias Renováveis-Biogás (CIBiogás). De acordo com esse Panorama foram identificadas 276 plantas com fins energéticos no país, sendo esse, um número 117% maior que o levantamento de 2015, onde foram identificadas 127 plantas (CIBIOGÁS, 2018). Já entre 2018 a 2019 o crescimento foi de 31% de unidades produtoras de biogás (plantas em operação), gerando cerca de 1,3 bilhões m<sup>3</sup> ano (CIBIOGÁS, 2019). Por mais que esses aumentos sejam animadores e mostre um caminho de ampliação do biogás no território nacional, vale ressaltar que essa fonte energética ainda está em sua fase inicial de aperfeiçoamento no país. Para se ter um panorama da utilização dessa fonte de energia, pode-se verificar os números de plantas produtoras referentes aos países europeus, que foram de 18.202 plantas em 2018, produzindo cerca de 63.511 GWh de biogás (EBA, 2019) sobressaindo a Alemanha, onde se estima aproximadamente 9.500 usinas de biogás no ano de 2018 (FNR, 2019).

O ano de 2019 foi marcante para o setor do biogás no Brasil, com grandes expectativas para os setores de energias renováveis. Um avanço importante para o setor foi a inauguração da Minicentral Termelétrica de Biogás, no município de Entre Rios do Oeste no Paraná, onde, graças ao processo de tratamento dos dejetos da criação de suínos de 18 propriedades rurais, 66 prédios públicos recebem luz oriundas do processo de transformação do biogás em eletricidade (REIS, 2020).

Apesar de todos os programas e incentivos do governo ainda há muitas barreiras no setor de biogás no Brasil que limitam todo o seu potencial como energia renovável. Dentre elas pode-se citar a incerteza que envolve o custo do projeto, o seu benefício comercial, a falta de mão de obra qualificada, uma vez que o processo envolvido a esse sistema demanda conhecimentos específicos para sua eficácia, o receio dos possíveis produtores devido ao número de projetos com sucesso ser reduzido somado aos

inúmeros projetos que foram instalados e logo abandonados por falta de conhecimento e pelo uso incorreto de materiais, a falta de políticas que sejam específicas ao biogás e, principalmente, a falta de divulgação para a comunidade rural.

#### 1.4.2 Usinas de Sucesso

Com o avanço da tecnologia diversos projetos vêm ganhando destaque no Brasil. Dentre eles, pode-se citar a Granja Haacke, que desde 2013 vem utilizando os efluentes de sua produção de cerca de 84.000 aves e 750 bovinos de corte para a produção diária de 1.000 m<sup>3</sup> de biogás. Uma grande parte do biogás gerado é purificado e utilizado como biocombustível, e o restante para a geração de energia elétrica utilizada pela própria granja. A granja também fornece o biocombustível gerado para a Itaipu Binacional que abastece parte de sua frota, dentre carros de passeio e ônibus (CIBIOGÁS, 2017).

Outro exemplo é da Fazenda Iguazu (Star Milk) que gera diariamente 720m<sup>3</sup> de biogás proveniente das 150 toneladas de dejetos bovinos leiteiros, abastecendo um gerador de 33 kVA/h, suprimindo 25% da energia elétrica da fazenda, e com a possibilidade de vender o excedente para a Copel (Companhia Paranaense de Energia). Além desse benefício, tem-se o aproveitamento do digestato, após seu tratamento prévio (lagoas de estabilização), como água de reuso para a limpeza das áreas externas das salas de ordenha e no aproveitamento para adubação nas áreas de produção, juntamente com os resíduos sólidos que são aplicados na compostagem, diminuindo significativamente o uso de fertilizante químicos (STARMILK, c2018).

Na Tabela 3 destacam-se algumas das plantas no Brasil que integram a matriz energética, gerando biogás através de resíduos sólidos urbano (RSU), de animais (RA) e agroindustriais (RAI).

**Tabela 3:** Plantas de sucesso no Brasil.

Usina elétrica	Cidade-Estado	Fonte	Potência (kW)
Uberlândia	Uberlândia/MG	Biogás – RSU	2852
São João Biogás	São Paulo/SP	Biogás – RSU	21.560
Termoverde Caieiras	Caieiras/SP	Biogás – RSU	29.547
Ronaldo de Freitas Silva	Uberlândia/MG	Biogás – RA	120
Fazenda da Luz	Abelardo Luz/SC	Biogás – RA	810
Granja Makena	Patrocínio/MG	Biogás – RA	80

Granja São Roque	Videira/SC	Biogás – RA	424
Unidade Industrial de Aves	Matelândia/PR	Biogás – RA	160
Cogeração Bio Springer	Valinhos/SP	Biogás – RAI	848
Cetrel Bioenergia JB	Cachoeirinha/PE	Biogás – RAI	874

Fonte: Adaptado de Freitas *et al.* (2019)

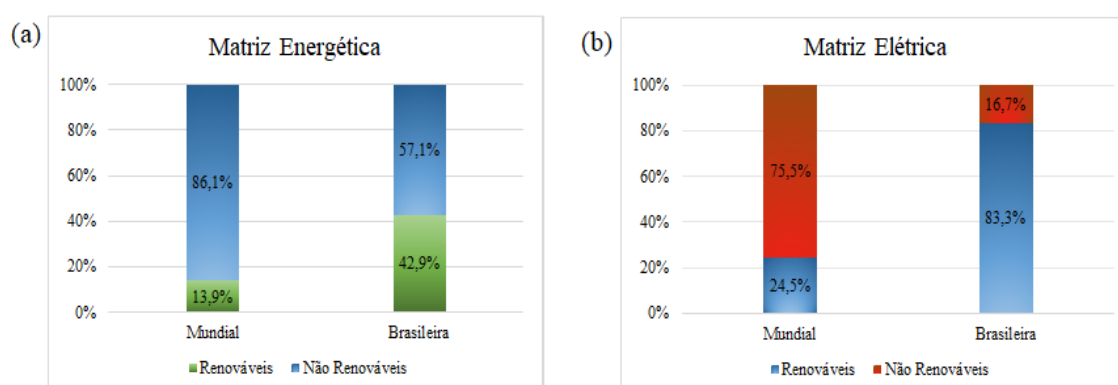
## 1.5 Uso do biogás como solução energética

### 1.5.1 Matriz energética do Brasil e do Mundo

Os combustíveis fósseis continuam sendo a mais utilizada fonte energética mundial, sendo que cerca de 86% da matriz energética não renovável (petróleo, carvão mineral, gás natural e nuclear) procede de países industrializados e subdesenvolvidos. O Brasil sobressai-se por apresentar uma das mais renováveis matrizes energéticas, exibindo quase que metade, cerca de 43% de sua matriz (Figura 3 (a)), em fontes renováveis que estão divididas entre hidráulica, derivados de cana, lenha e carvão vegetal, lixo entre outros (BEN-EPE, 2019).

Apesar das fontes não renováveis representarem mais que a metade da matriz energética do Brasil, a maior parte da energia elétrica gerada provém de fontes renováveis, ou seja, cerca de 65% da fonte utilizada para o abastecimento de energia no país é gerada de fontes hídricas. A participação das fontes renováveis para fins elétricos no Brasil atingiu aproximadamente 83% no ano de 2018 (Figura 3 (b)), apresentando um aumento de 2,8% em relação ao ano de 2017 no total das fontes renováveis (BEM-EPE, 2019).

**Figura 3:** (a) Matriz energética; (b) Matriz elétrica.



Fonte: EPE, 2018

Entretanto, existem alguns obstáculos na ampliação e obtenção da energia por meio desses recursos, tais como funcionamento majoritariamente em períodos

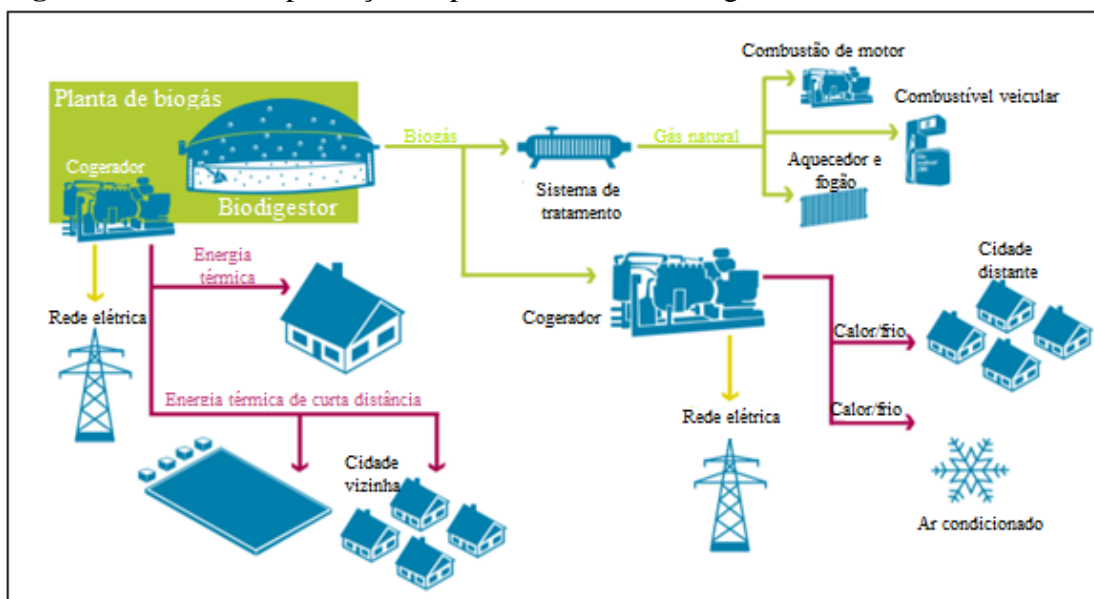
diurnos para as fontes fotovoltaicas e necessidade de grandes movimentações de ar para fontes eólicas. As fontes hídricas apresentam maiores obstáculos para ampliação, pois a construção de novas hidrelétricas envolve danos socioambientais inerentes a sua instalação, como alteração do ciclo biológico dos rios, mudanças na qualidade da água, impactos negativos na biodiversidade aquática, desmatamento das áreas ambientais no local de sua construção, alterações climáticas, incluindo aquelas relacionadas à emissão de gases de efeito estufa (VON SPERLING, 2012) e, não menos importante, os transtornos causados às comunidades que vivem próximas ao local de implementação das hidrelétricas que são obrigados a deslocarem-se de suas residências.

Além desses obstáculos tem-se também a forte dependência do regime de chuvas, visto que nos últimos anos o país vem sofrendo com longos períodos de estiagem (pouca chuva) que afetam significativamente nos níveis dos reservatórios hídricos, comprometendo drasticamente a capacidade de geração de energia (FREITAS *et.al.*, 2019). Diante de todos esses obstáculos, existem diversos questionamentos sobre a sustentabilidade das hidrelétricas e sua capacidade de geração de energia contínua.

Diante disso, uma fonte energética renovável de alto potencial que vem aos poucos ganhando espaço e tende a se tornar uma possível representante da matriz energética, é a energia oriunda de resíduos orgânicos, em geral, o biogás.

Entre as fontes renováveis, o biogás é uma fonte abundantemente versátil. Esse gás combustível obtido pela biodegradação anaeróbia de resíduos orgânicos, fornece eletricidade, calor, além de biocombustível para automóveis (Figura 4). Além disso, o biogás é um grande aliado na diminuição de poluentes da atmosfera (GEE), pois utiliza resíduos renováveis como a biomassa (resíduos sólidos, resíduos da bovinocultura, suinocultura, avicultura entre outros) e reduz os danos ambientais. A produção de biogás (biodigestão anaeróbica) colabora ativamente com a transformação de um passivo ambiental em ativo energético (BÜCKER *et al.*, 2019), enquadrando, portanto, no conceito de economia circular, ou seja, reciclando e agregando valor a algo que seria necessariamente descartado, aproveitando assim o máximo do valor dos materiais, tornando o sistema de produção ecologicamente sustentável (KAPOOR *et al.*, 2020).

**Figura 4:** Sistema de produção e aproveitamento do biogás.



Fonte: Adaptado de Wilken *et al.* (2019)

### 1.5.2 Aproveitamento do Biogás

Atualmente, o biogás apresenta três tipos de aplicações: térmica, elétrica e biocombustível veicular (biometano) podendo, portanto, ser utilizado de diversas formas:

- Uso direto para combustão (funcionamento de motores);
- Combustível para veículos e geradores;
- Aquecimento de aviário, caldeiras, serpentinas e fornos;
- Iluminação;
- Substituição do gás natural, dentre outras.

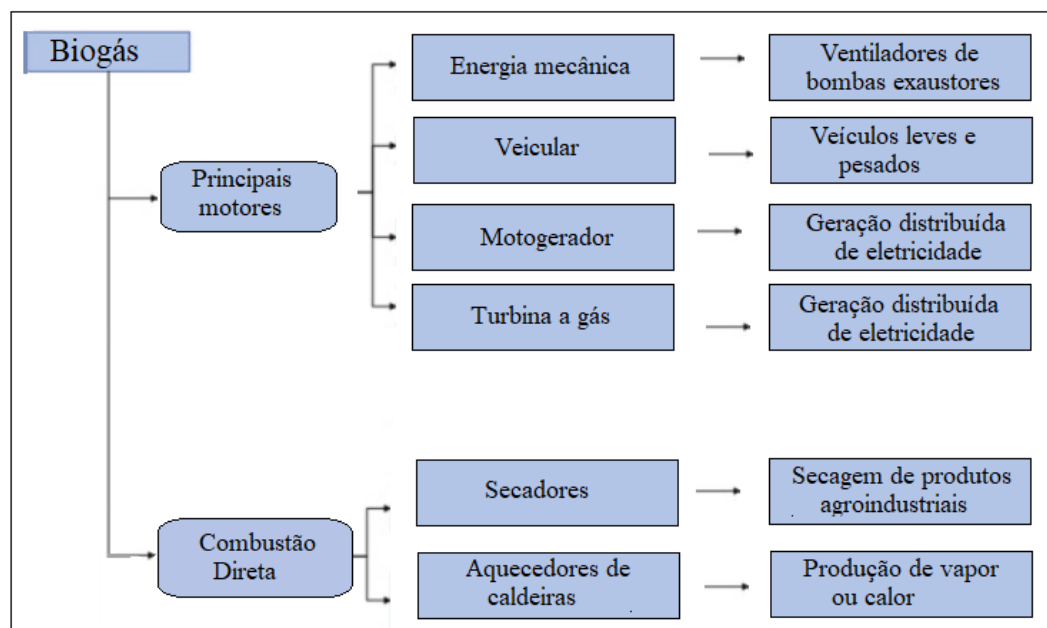
Sendo assim, pode ser aproveitado para o aquecimento dos próprios biodigestores e/ou para o pré-tratamento do substrato, com o intuito de melhorar o processo de biodigestão e reduzir os custos com o sistema de digestão.

O biogás produzido, principalmente em países emergentes, em biodigestores simples de pequena escala (domésticos) é utilizado para o consumo próprio, como gás de cozinha, sistema de aquecimento de água ou para iluminação. Por outro lado, nos países desenvolvidos a produção de biogás ocorre em plantas maiores (larga escala) para fins agrícolas, elétricos comerciais, térmicos e biocombustão de automóveis (SCARLAT *et al.*, 2018; PETRAVIĆ-TOMINAC *et al.*, 2020).

Com auxílio de geradores (cogeneradores, microturbinas, dentre outras tecnologias) o biogás produzido em biodigestores anaeróbios é convertido em energia elétrica, isto é, a partir da combustão do gás nos queimadores do motor, a energia química

das moléculas do biogás é convertida em energia mecânica, e com auxílio de um gerador é transformada em energia elétrica (FREITAS *et al.*, 2019). Já a conversão do biogás em energia térmica ocorre de duas formas distintas: (i) na transferência de calor a partir da cogeração, com base na troca de calor nos coletores de escapes dos motores; (ii) e pela queima direta do biogás, substituindo assim o uso de lenha e de gás natural (Figura 5).

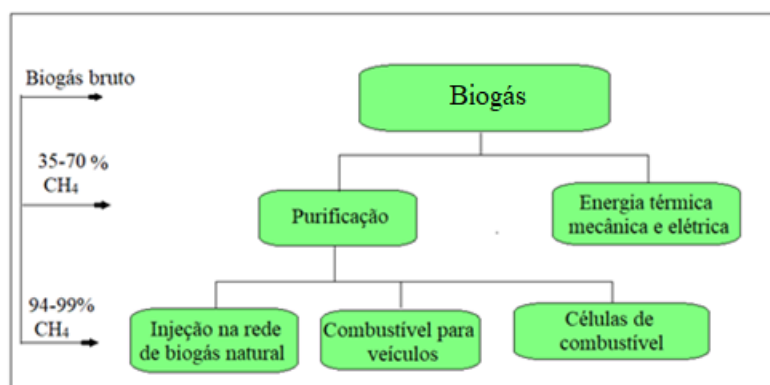
**Figura 5:** Fluxograma das formas de aproveitamento do biogás.



**Fonte:** Adaptado de Freitas *et al.* (2019)

A presença de impurezas ( $H_2O$ ,  $CO_2$  ...) e substâncias corrosivas ( $H_2S$ ) no biogás torna imprescindível a sua purificação, com o intuito de aumentar a vida útil dos equipamentos utilizados, além de melhorar a sua capacidade calorífica (OLIVEIRA; HIGARASHI, 2006). A escolha e necessidade da etapa de tratamento dependerá, primeiramente, da finalidade de utilização do biogás (nível de purificação) e da quantidade de biogás produzido (Figura 6) (SILVA *et al.*, 2019).

**Figura 6:** Etapas de tratamento do biogás de acordo com sua aplicação.



Fonte: Adaptado de Silva *et al.* (2019).

Os processos utilizados para esses tratamentos vão desde a secagem de H<sub>2</sub>O até a remoção de todas as outras impurezas. Existem inúmeras tecnologias de purificação do biogás, como por exemplo: condensação, secagem por absorção e adsorção (sílica gel, carvão ativado, desidratação glicerol) para remoção de H<sub>2</sub>O, dessulfurização (remoção de H<sub>2</sub>S) que pode ser feito por processos biológicos, físicos e químicos (filtros biológicos, adsorção em carvão ativado, adição de ferro no substrato), tratamentos para remoção de CO<sub>2</sub> que seguem o princípio de adsorção, absorção, solubilização, dentre outros (SILVA *et al.*, 2019).

Outra forma de proveito do biogás é a produção do biometano para uso como biocombustível industrial, veicular e/ou inserido na rede de gás natural. Para sucesso dessa aplicação o biogás necessita de máxima purificação, isto é, apresentar percentagem acima de 90% de CH<sub>4</sub> em sua composição.

De acordo com a CIBiogás (2020), assim como no ano de 2018 as principais aplicações do biogás no Brasil no ano 2019 foram na geração de energia elétrica e térmica, sendo que das 521 unidades em operação, 84% delas aproveitam o biogás na geração de eletricidade e, 14% na produção de energia térmica. E os 2% restantes estão igualmente divididos em biometano e energia mecânica.

## 1.6 Justificativa e proposta do trabalho

O efluente decorrente da vasta produção da agropecuária, especificamente da bovinocultura leiteira, exhibe uma alta concentração de matéria orgânica e agentes contaminantes (patogênicos e/ou tóxico) que representam uma ameaça ao meio ambiente. O descarte indiscriminado desses efluentes sem nenhuma forma de tratamento prévio, seja em corpos hídricos ou diretamente ao solo e vegetações, geram uma série de danos ambientais como alterações físicas e químicas nos mananciais, sobrecarga de nutrientes ao solo, além da contaminação da atmosfera com a emissão de gases contribuintes ao efeito estufa (SILVA; ROSTON, 2010).

São grandes os desafios enfrentados pela produção intensiva da agropecuária leiteira em busca do equilíbrio entre o aumento da produção, bem-estar dos animais, e a sustentabilidade ambiental (SILVA; ROSTON, 2010). Dessa forma, para desenvolvimento sustentável da cadeia produtiva de leite é imprescindível a busca por novas fontes de gerenciamento e tratamento dos efluentes (dejetos) para melhor proveito dos resíduos e máxima redução dos impactos gerados.

Conforme pôde ser observado nos trabalhos acima abordados, os científicas têm se empenhado na busca de novas tecnologias e artifícios para o tratamento e a conversão de resíduos agroindustriais em biogás, tendo em vista a redução dos danos ambientais inerentes ao manejo inadequados desses. No entanto, nota-se uma carência de informações sobre as características (performances) do processo de biodigestão desses resíduos (dejetos bovinos) avaliando diferentes taxas de diluição bem como a relação da carga alimentar (capacidade nutricional) desses animais na produção de substratos (dejetos) propícios a produção de metano.

Diante disso, verificou-se a necessidade de realizar ensaios em escala laboratorial por meio de sistema batelada para avaliar a capacidade de geração de metano de dejetos bovino em diferentes diluições atrelado a composição nutricional dos animais, uma vez que os ensaios laboratoriais permitem avaliar de forma confiável a qualidade e quantidade de metano que determinada amostra pode produzir.

Portanto, este trabalho aborda questões que envolvem o tratamento de resíduos agropecuário com base na produção de metano, tendo como proposta avaliar tanto a influência da diluição como a capacidade nutricional dos animais (composição do resíduo) na produção de metano, através da biodegradabilidade anaeróbia de dejetos bovinos, e para atingir o propósito do estudo, este trabalho será dividido em duas partes.

A primeira parte consiste na otimização da produção de biogás com a diluição do dejetivo bovino, a partir do monitoramento de oito reatores com quatro diluições distintas sendo uma amostra de dejetivo bruto e as demais amostras diluídas nas proporções de 1:2; 1:6 e 1:10, filtradas e incubadas em um sistema de biodigestão com temperatura e agitação controladas, para que o desempenho dos sistemas de biodigestão seja monitorado a partir das análises físico-químicas do meio reacional, tanto no início (afluente) como no término (efluente), avaliando a eficiência de remoção da matéria orgânica (M.O.) do processo de biodigestão e a eficácia na produção de metano.

Os resultados obtidos na primeira parte indicarão qual a melhor relação dejetivo/água, para que na segunda parte do trabalho, seja avaliado a biodigestão de três resíduos distintos coletados em diferentes grupos (lotes) de vacas leiteiras, para que seja analisado as possíveis influências da nutrição dos animais sobre a qualidade dos dejetos gerados na produtividade de metano.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

O objetivo principal desse trabalho é avaliar a influência da diluição do dejetos bovino na produção de metano através da biodegradabilidade anaeróbia dos dejetos, e investigar a melhora no rendimento de metano na biodigestão anaeróbia, frente a nutrição do rebanho leiteiro.

### **2.2 Objetivos específicos**

- Avaliar o efeito da diluição do dejetos bovino na eficiência de remoção de matéria orgânica e na produção de metano;
- Analisar os parâmetros físico-químicos dos afluentes e efluentes obtidos durante os processos de biodigestão;
- Avaliar a qualidade e o teor de metano do biogás gerado;
- Avaliar os parâmetros cinéticos obtidos da biodigestão anaeróbia;
- Avaliar a influência da carga nutricional dos animais na produção de metano.

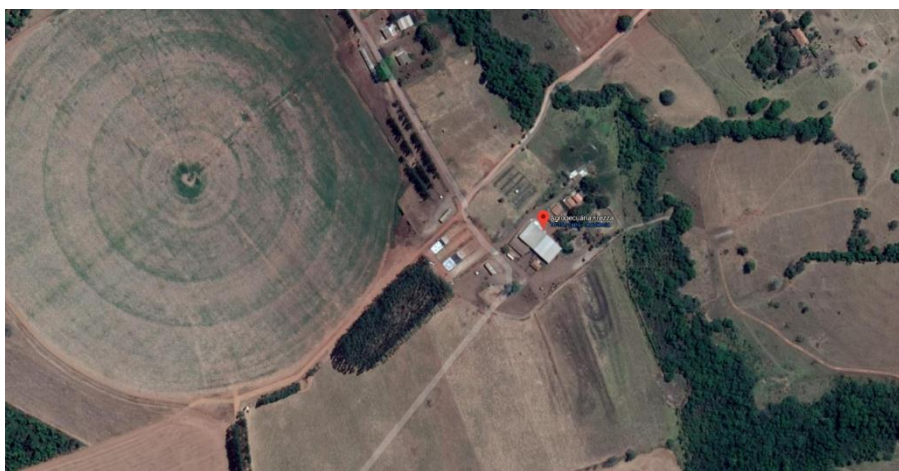
### 3. MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1.1 Local de coleta das Amostras

Todas as amostras de dejetos bovinos utilizadas no desenvolvimento desse trabalho foram obtidas do rebanho leiteiro no sistema de confinamento (Compost Barn) da fazenda Ribeirão (Figura 7), localizada nas coordenadas 18,09° S, 47,91° W km 06 no município de Catalão - GO.

O sistema de confinamento “Compost Barn” surgiu como uma opção interessante frente aos sistemas mais usuais, como o free stall (onde as vacas são mantidas em baias individuais) e o tie stall (onde as vacas são presas a correntes e também mantidas em baias individuais). No Compost Barn as vacas também são mantidas em confinamento, porém circulam livres pelo barracão, onde o piso é revestido com uma cama orgânica que é composta normalmente de serragem, maravalha, entre outros materiais orgânicos ricos em carbono, e em uma área fora da cama de compostagem estão instalados os bebedouros e comedouros (corredor de alimentação). O nome do sistema se dá devido ao processo biológico que ocorre entre os dejetos dos animais com o material orgânico (compostagem) presente na cama orgânica. O principal intuito desse sistema de confinamento é proporcionar um local apropriado aos animais, garantindo com isso, conforto, alimentação balanceada além de um local limpo, seco e arejado durante todo o ano (GUIMARÃES, 2018; NEIVA 2020).

**Figura 7:** Fazenda Ribeirão.



**Fonte:** Google Earth.

A coleta da amostra (dejeito) foi realizada uma única vez (em cada etapa do trabalho) no período matutino, a partir da raspagem dos dejetos frescos contidos no piso de concreto no barracão de confinamento (corredor de alimentação), sendo no mesmo dia da montagem dos sistemas de biodigestão evitando assim a degradação do substrato.

O galpão contava com cerca de 180 vacas leiteiras, divididas em diferentes grupos (lotes), seguindo o período de lactação e a produtividade dos animais (Figura 8). Esses grupos de animais são alimentados com uma dieta a base de silagem de milho, milho puro, farelo de soja e concentrado vitamínico (suplementos minerais), porém em diferentes quantidades, seguindo a necessidades dos animais, e essa alimentação é feita em cochos à vontade, fornecida em até três refeições diárias.

**Figura 8:** Fotografia do barracão de confinamento do rebanho leiteiro.



**Fonte:** Autoria própria.

### 3.1.2 Fluxo do trabalho

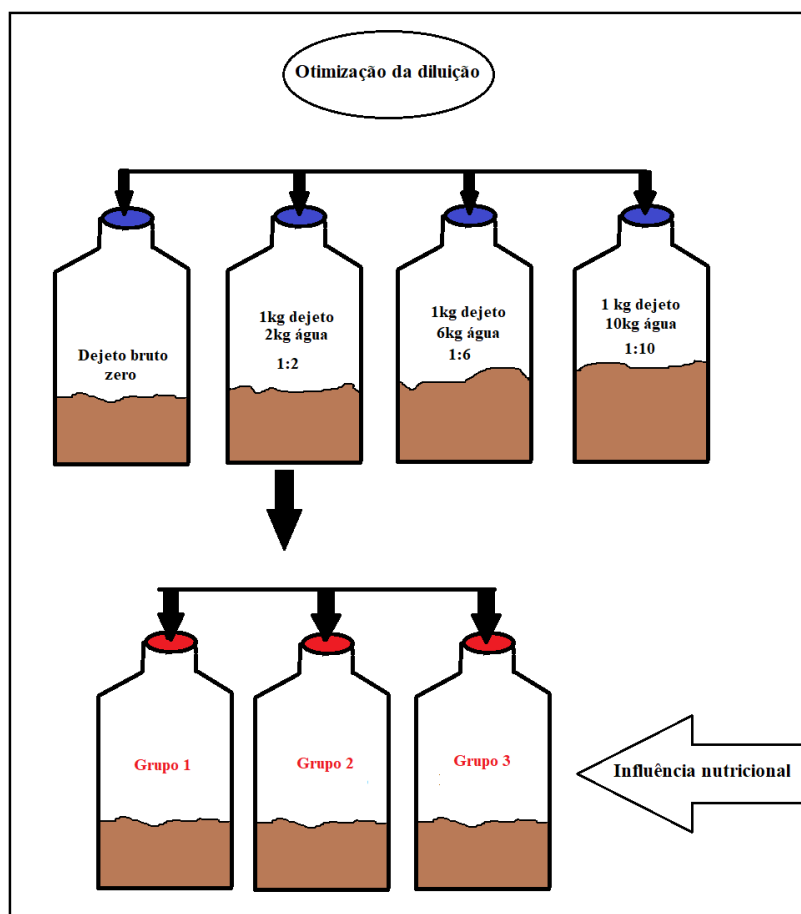
Os ensaios de biodigestão anaeróbica foram divididos em duas etapas, marcadas como Etapa I e Etapa II.

Etapa I, nomeada como “Otimização na diluição”, onde foram realizados ensaios de biodigestão anaeróbica em amostras de dejeito bovino bruto (sem diluir) e diluídas em diferentes proporções (dejeito/água), a fim de determinar a melhor condição para *upgrade* na produção de metano e encontrar o fator de diluição que exibi a melhor performance no processo de biodigestão.

O reator que apresentou a melhor performance foi utilizado como condição padrão para o teste de diferentes dejetos bovinos para avaliar a influência da alimentação animal na produção de dejetos ricos em nutrientes para uma boa produção de metano. Essa etapa foi nomeada de Etapa II “Influência da dieta animal na produção de biogás”.

As duas etapas realizadas nesse trabalho encontram-se detalhadas na Figura 9.

**Figura 9:** Fluxo experimental.



Fonte: Autoria Própria

### 3.2 Etapa I: Otimização da Diluição

#### 3.2.1 Coleta e preparo do substrato

Nesta etapa do trabalho os dejetos foram coletados em todos os grupos de animais existentes no barracão de confinamento e homogêneos durante aproximadamente 3 minutos para uniformidade da amostra, obtendo assim uma mistura entre todos os tipos de dejetos coletados.

Após a coleta, o dejetto foi devidamente diluído em água e homogêneo nas proporções de 1:2; 1:6 e 1:10 parte de dejetto por parte de água (considerou-se densidade do dejetto bovino e da água como igual a 1, em que 1 Kg = 1L) em todas diluições utilizou-se água da fazenda (poço artesiano).

Não houve a adição de nutrientes ao meio reacional pois, resíduos de origem animal geralmente contém quantidades significativas de macro e micronutrientes

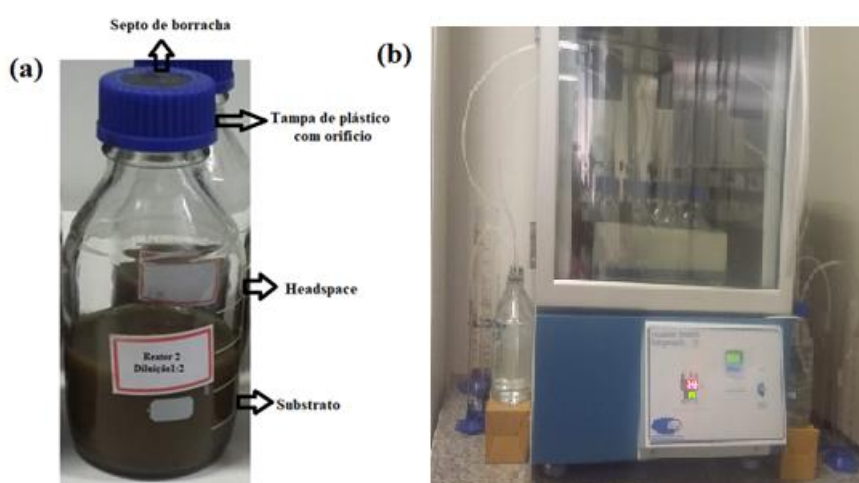
em sua composição. Todos os substratos (dejetos/água), inclusive uma amostra bruta para condição sem diluição, foram filtradas em uma peneira de ferro com malha de 1,0 mm (marca BERTEL) para remoção de resíduos alimentares de difícil degradação e partículas não diluídas.

### 3.2.2 Montagem dos sistemas de biodigestão e medição direta de metano

A biodigestão dos substratos (dejetos/água) foi realizada em frascos de vidro borossilicato de capacidade máxima de 500 ml, utilizados como reator.

Os reatores foram abastecidos uma única vez com 250 ml de meio reacional gerando um *headspace* (espaço no topo do frasco) de 250 ml em cada reator. Os reatores foram completamente vedados com septo de borracha, uma tampa de plástico, e fita veda rosca, a fim de evitar possíveis vazamentos do biogás produzidos no processo (Figura 10 (a)). O sistema de biodigestão foi montado em uma incubadora refrigerada Shaker orbital Solab modelo SL-223 em temperatura mesofílica de  $36 \pm 1$  °C e agitação de 150 rpm (Figura 10 (b)); os ensaios foram realizados em duplicata, adaptados à metodologia de Aquino *et al.* (2007). Porém, uma das réplicas foi utilizada para medição direta de metano e a outra para caracterização da composição do biogás gerado. As análises físico-químicas do afluente e efluente foram feitas em ambos reatores.

**Figura 10:** (a) Reator anaeróbico (aparatos que compõem o reator); (b) Sistema de biodigestão.

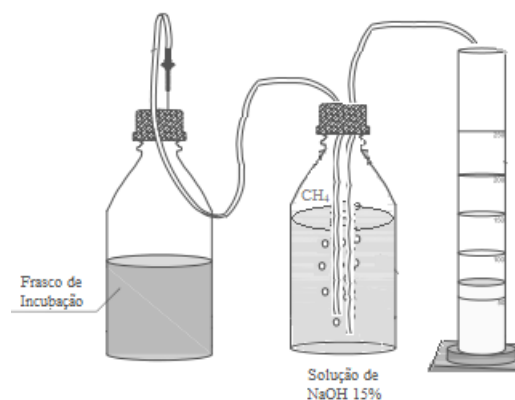


**Fonte:** Autoria Própria

Para cálculo da produção diária de metano utilizou-se o método de deslocamento direto e purificação do gás gerado, o qual é forçado a passar por uma solução de hidróxido de sódio (NaOH) a 15% (AQUINO *et al.*, 2007). O sistema de lavagem foi preparado em um frasco de vidro borosilicato com capacidade de 1,0 L, completamente preenchido com a solução e vedado com um septo de borracha que continha dois orifícios em suas extremidades: uma saída para ligação do reator ao sistema de purificação e a outra ligada a uma proveta onde foi possível medir a produção direta de metano a partir do deslocamento da solução de NaOH 15%. A pressão do metano produzido provocava deslocamento da solução de NaOH (Figura 11).

A medição direta realizada determina apenas o volume de metano através da lavagem do biogás. Quando o biogás passa pela solução de NaOH 15% ocorre a eliminação de CO<sub>2</sub>. Considera-se que CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> são os principais constituintes, pois em pH neutro a maior parte da amônia (NH<sub>3</sub>) e sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S), caso estejam presentes, estarão ionizados e dissolvidos na solução líquida como NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e HS<sup>-</sup> (AQUINO *et al.*, 2007).

**Figura 11:** Sistema de medição direta de metano.



**Fonte:** Adaptado de Esposito *et al.*, 2012

### 3.2.3 Caracterização da composição do biogás e metano gerado

A composição do biogás e o teor de metano gerado durante os ensaios foram determinados por meio de um analisador de biogás portátil da marca Engezer “Portable Infrared Biogas Analyzer Gasboard modelo 3200L”. Este equipamento é capaz de efetuar a detecção dos gases da biodigestão anaeróbica, metano (CH<sub>4</sub>), dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), oxigênio (O<sub>2</sub>) e ácido sulfídrico (H<sub>2</sub>S), simultaneamente. Os gases CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> e O<sub>2</sub> são medidos em porcentagem relativa, enquanto o gás H<sub>2</sub>S em ppm (parte por milhão). As análises do biogás foram realizadas quinzenalmente (Figura 12), enquanto a

do gás metano lavado foram feitas sempre que o frasco de lavagem se encontrava com cerca de 90% de sua capacidade sem a solução de NaOH 15% (preenchido com gás CH<sub>4</sub>), ou seja, sempre que necessário o reabastecimento de solução básica ao frasco.

**Figura 12:** Caracterização do biogás gerado.



Fonte: Autoria própria

### 3.3 Etapa II: Influência da dieta animal na produção de biogás

#### 3.3.1 Coleta das amostras

As coletas dos dejetos utilizados nesta etapa do trabalho foram realizadas separadamente em um único dia no período da manhã em três grupos distintos de vacas leiteiras no barracão de confinamento.

Utilizou-se dejetos de três grupos de vacas sendo eles:

- Grupo 1 (G.1) – vacas no estágio final de lactação, grupo que recebe a menor carga nutricional pois, não exigem uma alta suplementação devido a diminuição (secagem) da produção de leite;
- Grupo 2 (G.2) – Primeira lactação (primeira cria), aumento de cerca de 4% na carga nutricional em relação ao G.1 (aumento na ingestão de nutrientes pois, além da produção de leite os animais ainda estão em fase de crescimento), alimentação fornecida duas vezes ao dia;
- Grupo 3 (G.3) – Alta produtividade de leite (pico de lactação), grupo com a maior necessidade nutricional (evitar possível perda de peso e diminuição na produção) aumento de cerca de 11% na carga nutricional (massa alimentar) em relação ao G.1, devido a maior necessidade suplementar do animal, alimentação fornecida em três refeições diárias.

Conforme já ressaltado, esses animais são alimentados com a mesma dieta nutricional, porém em diferentes quantidades, ou seja, exibem um aumento na

composição média nutricional por animal (C.M.N./vaca) de aproximadamente 4 a 11% entre os grupos monitorados. Na Tabela 4 encontram-se a composição e as quantidades nutricionais estabelecidas por animal dia, fornecidas aos grupos de vacas leiteiras monitoradas.

**Tabela 4:** Composição da dieta alimentar fornecida ao rebanho leiteiro.

Dados Gerais	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3
Nº de Vacas (unid.)	42	40	40
Silagem de milho (kg)	31,68	33,00	35,31
Milho puro (kg)	6,72	7,00	7,49
Farelo de soja (kg)	4,32	4,50	4,82
*Concentrado vitamínico (kg)	0,48 <sup>I</sup>	0,50 <sup>II</sup>	0,54 <sup>II</sup>
C.M.N./vaca	43,2	45,00	48,16

\*Suplementos minerais - <sup>I</sup> Royal lac 50 Prime; <sup>II</sup> Power lac 30 M.

### 3.3.2 Preparo das amostras e montagem dos sistemas de biodigestão

Nesta etapa do trabalho todos os dejetos coletados foram devidamente diluídos na proporção de 1:2 (dejeto/água), homogeneizados e filtrados em uma peneira de 1,0 mm para remoção dos materiais de difícil degradação e detritos.

Seguindo o mesmo princípio da etapa anterior os reatores (vidros de borsilicatos 500 mL) foram abastecidos uma única vez com 250 mL de meio reacional (dejeto/água) e armazenados em uma incubara refrigerada Shaker orbital Solab modelo SL-223 em temperatura de  $36 \pm 1$  °C e agitação de 150 rpm. O volume de metano gerado foi monitorado diariamente a partir da medição direta (lavagem) em solução de NaOH 15%.

### 3.4 Caracterização física e química dos afluentes e efluentes.

Toda a pesquisa e as análises físico-químicas foram realizadas no laboratório de soluções energéticas ambientes (LABSEA) na Universidade Federal de Catalão, junto ao projeto de pesquisa P&D (06899-2612/2016) da empresa Serra do Facão energia S.A.

Por se tratar de um sistema batelada laboratorial em pequena escala, as análises físico-químicas foram realizadas apenas nas amostras iniciais (afluente) e finais

(efluente) do processo de biodigestão, seguindo o protocolo descrito no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 2012. Todas as análises realizadas estão descritas na Tabela 5.

**Tabela 5:** Análises físico-químicas realizadas.

<b>Parâmetros</b>	<b>Metodologia</b>
pH	Método 4500H+
DQO	Espectrofotômetro
DBO	Oxitop
Alcalinidade total	Titulométrico/Potenciométrico
Ácidos orgânicos	Titulométrico/Potenciométrico
Sólidos totais Voláteis	Gravimetria
Fósforo Total	Espectrofotômetro
Nitrogênio total Kjeldahl	Destilação Kjeldahl

### 3.4.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)

As medidas de pH realizadas foram feitas: (i) após o processo de diluição e filtração (afluente) e no (ii) efluente após o término do processo de biodigestão.

As análises foram feitas utilizando um medidor de pH da marca HANNA® modelo Medidor Edge® para pH/ORP.

### 3.4.2 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

As análises de DQO foram realizadas nas amostras iniciais após o processo de filtração para incubação (afluente) e nas amostras finais (efluente) pelo método colorimétrico/espectrofotométrico, a partir da oxidação da matéria orgânica com agentes oxidantes, íon dicromato ( $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ ) em meio ácido digeridos durante duas horas em um termoreator da marca HANNA® modelo HI83900 a 150°C. Após a digestão e resfriamento, as amostras foram levadas ao espectrofotômetro (CIRRUS-80 modelo AS), para leitura da absorbância, no comprimento de onda de 620 nanômetro (nm) (AQUINO *et al.*, 2007).

### 3.4.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Para determinação da DBO utilizou-se o método respiratório Oxitop® (IS 12 WTW), que se baseia na diminuição da pressão parcial de oxigênio no *headspace* do

frasco de análise em reposta a reposição do oxigênio consumido pela comunidade microbiana (AQUINO *et.al.*, 2007). A análise é realizada em um período de cinco dias, a 20°C em uma incubadora de controle de temperatura de DBO (ALFAKIT) com agitação constante.

As amostras iniciais (afluente) e finais (efluentes) foram devidamente preparadas (diluídas) e transferidas para os frascos de incubação específico do sistema, onde foram suplementadas com uma solução nutriente (solução tampão fosfato,  $\text{NH}_4\text{Cl}$ ,  $\text{MgSO}_4$ ,  $\text{CaCl}_2$ ,  $\text{FeCl}_3$ ) e algumas gotas do inibidor de nitrificação. E por fim para absorção do gás  $\text{CO}_2$  formado adicionou-se algumas pastilhas de  $\text{NaOH}$  ao reservatório de borracha acoplado a boca do frasco de incubação junto ao transdutor de pressão.

Após o abastecimento dos frascos de DBO os mesmos foram devidamente fechados e incubados durante 5 dias a 20°C sob agitação constante. Após esse período efetuou-se a leitura do valor médio acumulado referente a análise da amostra ( $V_A$ ) no visor do Oxitop<sup>®</sup>, o qual subtrai o valor referente ao branco ( $V_B$ ) e é multiplicado pelos fatores de diluição (FD) e de multiplicação da escala Oxitop<sup>®</sup> (FM), estabelecido pelo fabricante (OLIVEIRA, 2019). Resultando assim, na concentração final de DBO da amostra (Equação 1).

$$\text{DBO (mg/L)} = (V_A - V_B) \times \text{FD} \times \text{FM} \quad (\text{Equação 1})$$

#### 3.4.4 Alcalinidade total

A quantificação da alcalinidade total se dá a partir da soma da concentração de íons hidroxila ( $\text{OH}^-$ ), carbonato ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) e bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ) e é representada na forma de concentração de carbonato de cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ). É normalmente determinada a partir da titulação da amostra com uma solução ácida de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  de concentração conhecida até pH 4,3 (CHERNICHARO, 2007; AMARAL; SREINMETZ; KUNZ, 2019).

#### 3.4.5 Ácidos voláteis

A determinação dos ácidos voláteis foi realizada pelo método titulométrico/potenciométrico. Utilizando-se as amostras tituladas na determinação da alcalinidade total, reduziu-se o pH de 4,3 para 3,3 e logo após, as amostras foram fervidas por um período de 3 minutos para remoção total do dióxido de carbono. Após o resfriamento das amostras, corrigiu-se o pH das mesmas para 4,0 e então procedeu-se a titulação com solução básica ( $\text{NaOH}$ ) de concentração conhecida até pH 7,0.

### 3.4.6 Sólidos Totais Voláteis (STV)

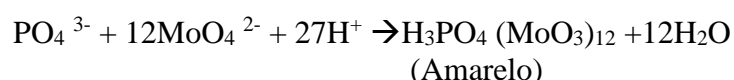
A determinação das concentrações de STV foram feitas pelo método gravimétrico. As amostras dos afluentes e efluentes foram condicionadas em triplicata em cadinhos de porcelana, previamente calcinados e pesados em balança analítica (AUX220 - SHIMADZU). Após a pesagem, as amostras foram adicionadas aos cadinhos e incubadas em estufa (Solab modelo SL-102) a  $103 \pm 2^\circ\text{C}$  durante 24 horas. Em seguida, as amostras foram calcinadas em forno mufla (INTI modelo FL-1300/7E) a  $550^\circ\text{C}$  por 2 horas. Após o término da queima, as amostras foram mantidas em dessecador até temperatura ambiente, e pesadas em balança analítica.

### 3.4.7 Fósforo total

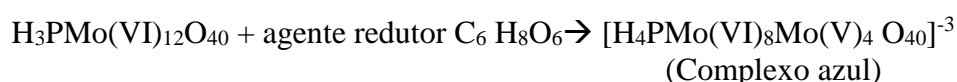
A determinação de fósforo total ocorreu em dois estágios gerais, através da digestão em autoclave (Primatec modelo CS-137) é realizada sua conversão a ortofosfato e a sua determinação espectrofotométrica.

Primeiramente há a formação do ácido fosfomolibdico (coloração amarela) pela reação do íon ortofosfato com molibdato de amônio e o tartarato de potássio e antimônio em meio ácido. Posteriormente ocorre a redução do ácido fosfomolibdico a um complexo de molibdênio de coloração azul (Reação química 1 e 2), que absorve a radiação em comprimento de onda de 882nm sendo quantificado em espectrofotometria de ultravioleta/visível da marca CIRRUS-80 modelo SA. Quanto mais intensa for a cor azul maior a absorbância, conseqüentemente, maior a concentração de fósforo (FORESTI *et al.*, 2010; HOLLER, 2009; NAGUL, 2015).

#### Reações 1:



#### Reações 2:



### 3.4.8 Nitrogênio total de Kjeldahl (NTK)

A determinação de nitrogênio total (NTK) se baseia na digestão (digestor marca VELP® SCIENTIFICA modelo DK 12) da amostra a  $420^\circ\text{C}$  em meio ácido concentrado na presença de um catalisador (sulfato de cobre), a fim de converter todo

nitrogênio orgânico em sulfeto de amônio. Após a digestão e resfriamento, a mistura é destilada (destilador Kjeldahl marca VELP® SCIENTIFICA modelo UDK 129) em meio básico (solução de NaOH 35%) para conversão do sulfato de amônio em amônia gasosa (NH<sub>3</sub>), a qual é condensada e desprendida em um recipiente contendo ácido bórico (H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub>) e indicador misto obtendo o borato de amônio (NH<sub>4</sub>H<sub>2</sub>BO<sub>3</sub>). Por fim, o destilado é titulado com uma solução ácida de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> ou HCl 0,02M até o ponto de viragem. Na tabela 6 encontram-se as reações envolvidas na obtenção de NTK (GALVINI & GAERTNER, 2006; SILVA *et al.*, 2016).

**Tabela 6:** Reações envolvidas na análise de NTK.

<b>Reações Químicas</b>
<b>1ª Etapa: Digestão da amostra</b>
$\text{C, H, N orgânicos} + \text{H}_2\text{SO}_{4(\text{con.})} \rightarrow \text{SO}_{4(\text{g})} + \text{CO}_{2(\text{g})} + \text{H}_2\text{O}_{(\text{l})} + \text{R-NH}_{2(\text{aq})} + \text{RCONH}_{2(\text{aq})}$ $\text{R-NH}_{2(\text{aq})} + \text{H}_2\text{O}_{(\text{l})} \rightarrow \text{R-OH}_{(\text{aq})} + \text{NH}_{3(\text{g})}$ $\text{RCONH}_{2(\text{aq})} + \text{H}_2\text{O}_{(\text{l})} \rightarrow \text{R-COOH}_{(\text{aq})} + \text{NH}_{3(\text{g})}$ $2 \text{NH}_{3(\text{g})} + \text{H}_2\text{SO}_{4(\text{aq})} \rightarrow (\text{NH}_4)_2\text{SO}_{4(\text{aq})}$
<b>2ª Etapa: Destilação em meio básico (NaOH) na solução de ácido bórico e indicadores.</b>
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_{4(\text{aq})} + 2 \text{NaOH}_{(\text{aq})} \rightarrow 2 \text{NH}_4\text{OH}_{(\text{aq})} + \text{Na}_2\text{SO}_{4(\text{aq})}$ $\text{NH}_4\text{OH}_{(\text{aq})} \rightarrow \text{NH}_{3(\text{g})} + \text{H}_2\text{O}_{(\text{aq})}$ $\text{H}_3\text{BO}_{3(\text{aq})} + \text{NH}_{3(\text{g})} \rightarrow \text{NH}_4\text{H}_2\text{BO}_{3(\text{aq})}$
<b>3ª Etapa: Titulação do borato de amônio com solução padrão de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> ou HCl.</b>
$2 \text{NH}_4\text{H}_2\text{BO}_{3(\text{aq})} + \text{H}_2\text{SO}_{4(\text{aq})} \rightarrow 2 \text{H}_3\text{BO}_{3(\text{aq})} + (\text{NH}_4)_2\text{SO}_{4(\text{aq})}$ <p style="text-align: center;">ou</p> $\text{NH}_4\text{H}_2\text{BO}_{3(\text{aq})} + \text{HCl}_{(\text{aq})} \rightarrow \text{H}_3\text{BO}_{3(\text{aq})} + \text{NH}_4\text{Cl}_{(\text{aq})}$

(Con) concentrado; (aq) aquoso (g) gasoso e (l) líquido.

### 3.5 Determinação da produção de metano

#### 3.5.1 Produção teórica de metano

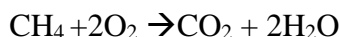
A fim de verificar a eficiência do processo de biodigestão, determinou-se o volume teórico de metano de cada sistema a partir da quantidade de matéria orgânica

degradada (DQO removida), e correlacionou a produção real dos respectivos reatores.

De acordo com Chernicharo (2007), a obtenção teórica de metano pode ser encontrada pela estequiometria da reação de biodigestão do metano onde 1 mol de CH<sub>4</sub> requer 2 mols de O<sub>2</sub> para sua completa oxidação a gás carbônico e água, conforme a reação de obtenção do CH<sub>4</sub>. Sendo assim 1 mol de CH<sub>4</sub> equivale a 2 mols de O<sub>2</sub>, ou seja, 64 gramas de DQO o qual é correspondido pelo oxigênio consumido.

Nas condições normais de temperatura e pressão (0°C e 1 atm), a produção teórica corresponde a 350 ml de CH<sub>4</sub> para cada grama de DQO removida.

**Reação de obtenção do metano:**



Diante disso, Chernicharo (2007) descreve uma equação geral para quantificar a quantidade teórica de metano produzido por grama de DQO removido considerando, portanto, as condições operacionais do trabalho (Equação 2):

$$V = \frac{DQO}{k(t)} \quad \text{Equação (2)}$$

Onde, V é o volume de metano obtido (L); DQO é a concentração de DQO removida (gDQO); K (t) é o fator de correção para temperatura operacional do reator (gDQO/L) e pode ser determinado pela equação 3.

$$k(t) = \frac{P \cdot K}{R \cdot (273 + T)} \quad \text{Equação (3)}$$

Onde, P é a pressão atmosférica (1atm); K valor correspondente a 1 mol de CH<sub>4</sub> (64 gDQO/mol); R constante real dos gases (0,08206 atm.L/mol°K) e T é temperatura (°C).

### 3.6 Taxa de Remoção

Para avaliar a eficiência de remoção da matéria orgânica dos reatores foram feitas a comparação da concentração de M.O. nas amostras do iniciais (afluente) e finais (efluente) nas análises de DQO, DBO e STV, utilizou-se a equação 4.

$$\% \text{ Remoção} = \frac{C_i - C_f}{C_i} * 100 \quad \text{Equação (4)}$$

Onde: “% Remoção” é a taxa de remoção; “C<sub>i</sub>” é a concentração inicial do afluente antes da biodegradação do substrato; “C<sub>f</sub>” é a concentração final após o processo de degradação (efluente).

### 3.7 Análise estatísticas

Para avaliar a performance dos sistemas de biodigestão frente as diferentes condições estudadas, os resultados obtidos das taxas de remoção (etapa I e II) expressas na forma DQO, DBO e STV, e parâmetros físico-químicos (etapa II) foram avaliados por meio da Análise de Variância (ANOVA), seguido do teste de comparação de médias Tukey no software R Studio® a nível de significância de 95% ( $p < 0,05$ ).

O teste ANOVA é um método que apresenta uma vasta aplicação em trabalhos científicos, pois informa se há diferenças consideráveis entre grupos amostrais investigados, e é usualmente empregado na comparação de três ou mais grupos conjuntos de dados (RODRIGUES *et al.*, 2017; SKOOG, 2006), o teste fornece como resultado tanto a razão de F ( $F_{\text{calculado}} > F_{\text{tabelado}}$ ) para diferenças significativas, onde “F” é, definido como a razão entre duas variâncias das amostras (razão entre os grupos e o erro), e é calculado e comparado com valor tabelado de F em um determinado nível de confiança (OLIVEIRA, 2008; SKOOG, 2006), como o p valor, ou seja, se o p valor for maior ao nível de significância  $\alpha$  estabelecido ( $p > \alpha$ ) as diferenças entre as médias amostrais analisadas não são estatisticamente significantes, logo se o p valor for menor ou igual ao nível de significância ( $p \leq \alpha$ ) a hipótese nula (todas as condições analisadas são iguais) é rejeitada, concluindo-se que uma ou mais condição diferem estatisticamente.

Já o teste Tukey é um método usualmente utilizado para complementar o teste ANOVA, é utilizado para comparar a presença de similaridade entre médias amostrais, testando todos os pares possíveis de grupos analisados (LEE; LEE, 2018). O teste baseia-se na diferença mínima significativa (D.M.S), ou seja, na mínima diferença que há entre duas médias para que ambas possam ser consideradas distintas ao nível de significância estabelecido (95%). Assim sendo, para que um grupo de médias seja estatisticamente diferente, o valor absoluto da diferença entre elas deve ser maior ou igual ao valor da D.M.S (OLIVEIRA, 2008). Usualmente o teste fornece como resultado o compartilhamento de letras acompanhadas das médias amostrais analisadas, tendo assim o compartilhamento da mesma letra para amostras que não são estatisticamente significantes, e o compartilhamento de diferentes letras ao conjunto de médias que são estatisticamente distintas (VIEIRA, 2016).

### 3.8 Modelagem matemática - ajuste ao volume acumulado de metano

Modelos matemáticos são ferramentas poderosas de representação simplificada da realidade na forma matemática, ou seja, aplicação da linguagem matemática (fórmula matemática) para auxiliar na interpretação de determinado fenômeno. Atualmente há uma variedade de modelos matemáticos (modelos cinéticos) descritos na literatura para o monitoramento da biodigestão anaeróbia (produção de biogás) cada um deles com suas próprias vantagens e desvantagens, dentre eles temos: (i) modelo cinético de primeira ordem, o qual pressupõe que a limitação da digestão anaeróbia é a hidrólise do substrato; (ii) modelo cinético de Monod, o qual descreve a produção de metano em função do crescimento microbiano; (iii) modelo de Gompertz modificado, o qual descreve a produção acumulada de metano em função do desenvolvimento e proliferação dos microrganismo produtores de metano, entre outros modelos (IŞIK; SPONZA, 2005; MORAIS *et al.*, 2019; PARRALEJO *et al.*, 2019; PHAM *et al.*, 2014; XIE *et al.*, 2016).

Entre os modelos mencionados utilizou-se o modelo de Gompertz modificado para determinação dos parâmetros cinéticos da produção de CH<sub>4</sub> a partir do ajuste dos dados de produção acumulativa de metano a equação 5. Com auxílio do software Origin<sup>®</sup> Pro 9.0, a partir do ajuste de curva regressão não linear.

$$H = P. \exp\left\{-\exp\left[\frac{R_m \cdot e}{P} (\lambda - t) + 1\right]\right\} \quad \text{Equação (5)}$$

Onde “H” é o volume acumulado de metano (mL) gerado em função do tempo “t” (dias); “P” é a produção máxima de metano (mL); “R<sub>m</sub>” é a taxa máxima de produção de metano (mL/dia); “λ” é o período de adaptação do microrganismo (fase de lag) (dias); “e” o número de Euler (≈ 2,71828).

Optou-se por esse modelo, pois o mesmo tem sido amplamente utilizado no aperfeiçoamento de pesquisas que envolvem processo de digestão anaeróbia (produção de biogás). Devido a sua eficácia na elucidação da fase de defasagem (período de atraso para início efetivo) na produção de metano (NOPHARATANA *et al.*, 2007; ABOUD *et al.*, 2017; GASPARETO *et al.*, 2019; TORQUATO *et al.*, 2017; MORAIS *et al.*, 2019).

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Etapa I – Otimização da diluição.

Os diferentes sistemas de biodigestão dos respectivos reatores foram monitorados por um período de 98 dias, com produções máximas (volume total) de metano variando de 918 a 2866 mL (Tabela 7).

**Tabela 7:** Dados da produção de metano.

Reator	Diluição	Tempo de biodigestão (dias)	Volume acumulado (mL)
R.1	Zero	98	2866
R.2	1:2		2117
R.3	1:6		1097
R.4	1:10		918

Fonte: Autoria própria

#### 4.1.1 Remoção de matéria orgânica

Os desempenhos dos sistemas de biodigestão (reatores) foram monitorados e avaliados em relação a eficiência de remoção de matéria orgânica e rendimento na produção de metano.

Para avaliar a eficácia do processo de digestão, analisou-se a performance dos respectivos reatores a partir das amostras de entrada (afluente) e saída (efluente), em relação a remoção de matéria orgânica (M.O.), nas análises de demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e sólidos totais voláteis (STV) em comparação a proporção dejetos/água adicionada aos reatores. Os resultados das análises de DQO e taxa de remoção estão dispostos na Tabela 8.

**Tabela 8:** Dados médios das análises de DQO iniciais (afluente), finais (efluente) e suas respectivas taxas de remoção de matéria orgânica.

Reatores	Diluição	DQO (g/L)		%Remoção*
		Afluente	Efluente	
R.1	Zero	80,80 ± 0,10	72,08 ± 0,11	10,81 ± 0,02 <sup>D</sup>
R.2	1:2	20,78 ± 0,14	7,82 ± 0,08	62,38 ± 0,90 <sup>C</sup>
R.3	1:6	14,53 ± 0,53	4,21 ± 0,29	70,98 ± 0,96 <sup>B</sup>
R.4	1:10	10,53 ± 0,01	1,58 ± 0,36	84,94 ± 3,50 <sup>A</sup>

\*Médias que não compartilham mesma letra na coluna são significativamente diferentes entre si pelo teste Tukey a 5 % de probabilidade.

Fonte: Autoria própria.

Os resultados obtidos no trabalho e nas análises estatísticas apontam que as diferentes diluições do dejetos bovino influenciam significativamente no desempenho dos reatores. Em relação a análise de DQO, observa-se consideráveis concentrações de matéria orgânica para todos os sistemas monitorados, e uma tendência crescente da taxa de remoção da M.O. com aumento da diluição.

Nota-se pela referida tabela que o reator R.1 (Zero) foi a condição que apresentou a maior concentração inicial de DQO de  $80,80 \pm 0,10$  g DQO/L, seguido de uma ligeira redução após o processo de biodigestão ( $72,08 \pm 0,11$  g DQO/L) e taxa de remoção de  $10,81 \pm 0,02\%$ . Uma hipótese que provavelmente explica essa baixa remoção de M.O. (taxa de remoção inferior a 30%) é a alta concentração de matéria orgânica imposta ao sistema que dificultou o metabolismo dos microrganismos.

Em relação aos demais reatores, R.2, R.3 e R.4, observa-se diminuições gradativas na concentração do afluente e remoções de  $62,38 \pm 0,90$ ;  $70,98 \pm 0,96$  e  $84,94 \pm 3,50\%$ , respectivamente. O reator na condição mais diluída apresentou a menor concentração inicial de matéria orgânica e maior taxa de remoção.

Alguns autores relatam que o uso de reatores com alta concentração de carga orgânica pode acarretar em diversas consequências ao processo, desde resultados favoráveis como o alto rendimento de metano a desfavoráveis como a instabilidade do sistema ou até mesmo a falha do processo (D'AQUINO *et al.*, 2019; DUAN *et al.*, 2019; ZHANG *et al.*, 2014).

Sánchez *et al.* (2001) reportaram que o aumento da concentração inicial de substrato (dejetos suíno) em sistemas anaeróbios geram maiores flutuações na eficiência de remoção do sistema, exibindo diminuições na remoção de DQO para os sistemas mais concentrados. D'Aquino *et al.* (2019) também demonstraram diminuições gradativas na eficiência de remoção de DQO ao estudarem o efeito de choques de carga orgânica (efluentes suínos) constantes em um reator anaeróbio (CSTR) a 35°C em diferente tempo de retenção hidráulica (20 e 30 dias).

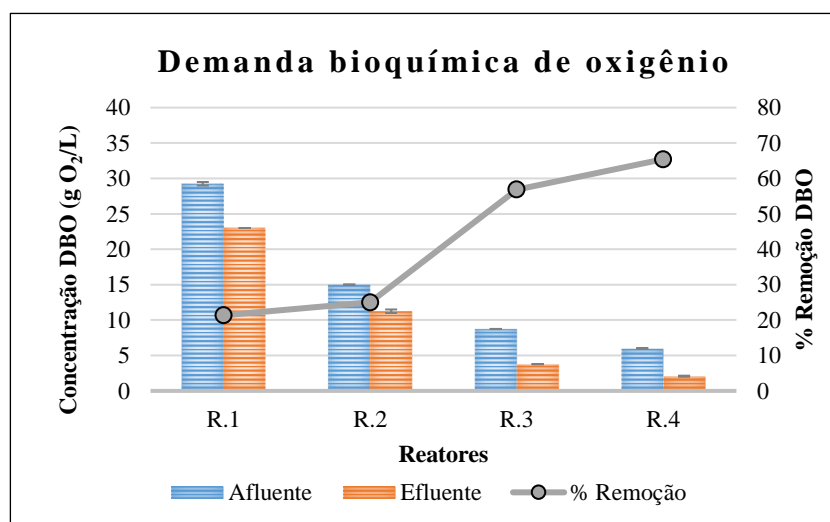
Desta forma percebe-se que as diluições realizadas favoreceram, portanto, o processo de biodegradação da matéria orgânica (taxas de remoção superiores a 60%). Isso ocorre, pois, o aumento da concentração de água nos sistemas auxiliou na solubilização da matéria orgânica, tornando-a mais acessível aos microrganismos, promovendo, portanto, a sua degradação graças a maior facilidade dos microrganismos em degradar e consumir o substrato.

Outra hipótese que possivelmente auxiliou na eficácia de remoção da matéria orgânica e pode ser aplicada é o pré-tratamento realizado no afluente dos respectivos reatores antes do processo de biodigestão, ou seja, a filtração do substrato (dejetos; e dejetos/água) realizada antes do abastecimento dos biodigestores. Essa etapa ajudou na redução da fração menos biodegradável (material fibroso, resíduos da cama de confinamento), principalmente nas condições de maiores diluições, onde a fração sólida ficou integralmente retida na peneira, proporcionando maior performance de remoção no processo, em consequência da melhora na acessibilidade dos microrganismos ao substrato de fácil degradação.

Alguns autores destacaram em seus trabalhos a importância de separar a fração sólida da líquida em tratamento anaeróbio, devido à redução de material particulado menos degradável, melhor acessibilidade dos nutrientes para o crescimento microbiano, além da diminuição no tempo de biodigestão, visto que a fração líquida estabiliza em períodos mais curtos em relação a parte menos biodegradável (LIAO; LO; CHIENG, 1984; ORRICO Jr. *et al.*, 2009; RICO; RICO; CRISTINA, 2012).

Em relação aos resultados da DBO observa-se (Figura 13) comportamentos similares ao da DQO, nos quais os reatores mais diluídos exibiram menores concentrações no afluente devido a maior porcentagem de água com ligeiras reduções no efluente e, por consequência, leve aumento nas porcentagens de remoção da matéria orgânica na forma de DBO (Tabela 9) devido a melhor disponibilidade de degradação.

**Figura 13:** Concentrações e porcentagens de remoção de DBO.



**Fonte:** Autoria própria.

**Tabela 9:** Resultados médios da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e sua taxa de remoção.

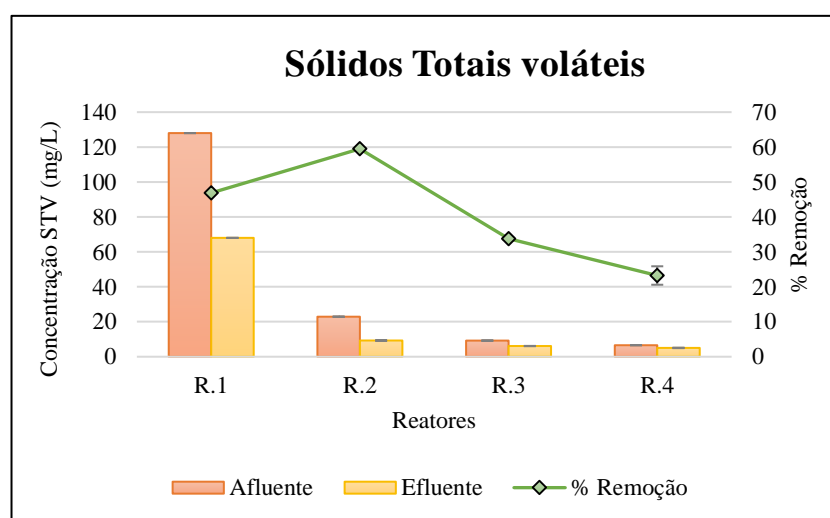
Reatores	Diluição	DBO (g/L)		% Remoções*
		Afluente	Efluente	
R.1	Zero	29,25 ± 0,35	23,00 ± 0,00	21,36 ± 0,67 <sup>C</sup>
R.2	1:2	15,00 ± 0,00	11,25 ± 0,35	25,00 ± 1,67 <sup>C</sup>
R.3	1:6	8,75 ± 0,02	3,77 ± 0,035	56,87 ± 0,35 <sup>B</sup>
R.4	1:10	6,00 ± 0,00	2,07 ± 0,11	65,42 ± 1,25 <sup>A</sup>

\*Médias que não compartilham mesma letras na coluna são significativamente diferentes entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

**Fonte:** Autoria própria.

No que se refere a carga de sólidos totais voláteis, as diluições também promoveram diminuições significativas na carga inicial dos reatores e diferentes performances de remoção para todos os sistemas monitorados, com remoções variando de 23,24±2,64 a 59,49±0,09%. Sendo o reator R.2 a condição responsável pela maior porcentagem de remoção (Figura 14). Isto ocorre, pois, a condição favorecida a esse reator, ou seja, a relação dejetos/água fornecida proporcionou em um meio adequado de desenvolvimento e proliferação dos microrganismos refletindo, portanto, na máxima utilização do substrato, contribuindo efetivamente no equilíbrio das etapas de biodigestão.

**Figura 14:** Concentrações e porcentagens de remoção de STV.



**Fonte:** Autoria própria.

**Tabela 10:** Resultados médios das análises de sólidos totais voláteis, volume acumulado de CH<sub>4</sub> e suas respectivas taxas de remoção.

Reatores	Diluição	V <sub>acum. CH<sub>4</sub></sub> (mL)	STV (mg/L)		%Remoção*
			Afluente	Efluente	
R.1	Zero	2866	128,00 ± 0,01	68,00 ± 0,07	46,84 ± 0,04 <sup>B</sup>
R.2	1:2	2117	22,91 ± 0,08	9,28 ± 0,05	59,49 ± 0,09 <sup>A</sup>
R.3	1:6	1097	9,23 ± 0,18	6,11 ± 0,09	33,74 ± 0,32 <sup>C</sup>
R.4	1:10	918	6,58 ± 0,04	5,05 ± 0,14	23,24 ± 2,64 <sup>D</sup>

\*Médias que não compartilham mesma letras na coluna são significativamente diferentes entre si pelo teste Tukey a 95%.

**Fonte:** A autoria própria.

Ademais, nota-se (Tabela 10) que aqueles reatores que apresentaram maiores concentrações de STV (maiores teores de matéria orgânica) no abastecimento dos reatores, ou seja, início da biodigestão, foram responsáveis pelos melhores resultados de produção de metano. O que pode ser atribuído a relação direta dos orgânicos voláteis a produção de metano, deste modo, quanto maior a concentração de sólidos voláteis no princípio da biodigestão maior a possibilidade efetiva na produção de metano (OLIVEIRA; HIGARASHI, 2006).

Alves, Silvestre e Freitas (2017) reportaram comportamentos parecidos ao monitorar o desempenho de reatores anaeróbios abastecidos com diferentes proporções de dejetos bovinos e água. As autoras inferiram que reatores abastecidos com maiores concentrações de substrato (dejetos bovinos) exibiam maiores produções de metano por se tratar de um meio mais propício ao desempenho dos microrganismos metanogênicos.

Safar *et al.* (2018) também mostraram desempenhos próximos ao avaliar a produção de metano, porém de resíduos sólidos (frutas, vegetais e resíduos de jardim) em um sistema contínuo de biodigestão. Os autores constataram que a medida que a carga orgânica de alimentação aumentou de 3 para 5% de ST (1,5-2,5 kg VS/m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>) havia um ligeiro aumento na produção de metano.

Assim sendo, é possível dizer que a diluição influencia diretamente na concentração inicial de matéria orgânica tanto na forma de DQO como na forma de DBO e STV, indicando que sistemas mais diluídos (excesso de água) tendem a diminuir a produção de metano devido à redução da qualidade do substrato disponível ao meio.

#### 4.1.2 Conversão de Substrato a metano

No que diz respeito a eficiência de conversão de substrato (S) a  $\text{CH}_4$ , ela foi determinada a partir da comparação entre a estimativa teórica de metano obtida pela DQO removida (Equação 2) e a produção real dos reatores.

A literatura mostra que em condições normais de temperatura e pressão ( $0^\circ\text{C}$  e 1 atm) tem-se 350 mL de metano para cada 1g de DQO removida. Corrigindo esse valor para as condições impostas no trabalho, de  $36^\circ\text{C}$  tem-se um total de 396,82 mL de  $\text{CH}_4$  para cada grama de DQO consumida (Equação 2) (CHERNICHARO, 2007).

Correlacionado esse valor as respectivas remoções de DQO e comparando as produções reais (experimentais) dos reatores nota-se (Tabela 11) valores inferiores ao teórico para todas as condições analisadas e uma tendência decrescente na eficiência de conversão (substrato a metano) com o aumento da diluição do dejetto, variando de 25,84 a 82,82% entre os respectivos reatores. Tal fato pode ser atribuído ao aumento da porcentagem de água que resulta em reduções significativas na concentração de substrato dos respectivos reatores o que acarretou por consequência em menores quantidades nutricionais, ou seja, uma redução na qualidade do dejetto ao meio e consequentemente menor eficiência nas vias de conversão em metano. Ademais, em condições reais deve-se considerar a fração de substrato que está diretamente relacionada a obtenção de novas populações bacterianas que gira em torno de 5 a 15% da DQO removida (CHERNICHARO, 2007; MAYA-ALTAMIRA *et al.*, 2008; RAPOSO *et al.*, 2012).

**Tabela 11:** Conversão de Substrato em metano pela quantidade de DQO removida.

<i>Reator</i>	<i>R.1</i>	<i>R.2</i>	<i>R.3</i>	<i>R.4</i>
	<i>(Zero)</i>	<i>(1:2)</i>	<i>(1:6)</i>	<i>(1:10)</i>
<i>*DQO<sub>rem.</sub> (g)</i>	8,72	12,96	10,32	8,95
<i>Volume teórico CH<sub>4</sub> a 36°C (mL)</i>	3460,32	5142,86	4095,24	3551,58
<i>Volume acumulado CH<sub>4</sub> real (mL)</i>	2866	2117	1097	918
<i>% conversão (S → CH<sub>4</sub>)</i>	82,82	41,16	26,78	25,84

\*DQO<sub>removida</sub>: DQO<sub>Afluente</sub> – DQO<sub>Efluente</sub>.

**Fonte:** Autoria própria.

Vale ressaltar que no sistema de biodigestão anaeróbia o consumo de matéria orgânica não é somente por vias metabólicas para produção de metano, existem outras rotas de consumo para formação de outros intermediários de reação.

O processo de degradação (consumo) é feito por um consórcio de microrganismos que atuam na estabilização da M.O., entre eles os responsáveis pela produção de metano, as arqueias metanogênicas e outros microrganismos, como por exemplo as bactérias redutoras de sulfato (BRS) que atuam como aceptores finais de elétrons reduzindo sulfato a sulfeto, acarretando a produção de H<sub>2</sub>S (CHERNICHARO 2007).

## 4.2 Condições do meio reacional

### 4.2.1 pH, Alcalinidade e Acidez

Chernicharo (2007) enfatiza que estes três fatores ambientais, pH, alcalinidade e acidez, são parâmetros intimamente relacionados entre si, e de igual importância para a eficácia no sistema de biodigestão, ou seja, são indicadores de sucesso do processo de biodegradação (SAFAR *et al.*, 2018). O pH pode se expressar de duas formas principais no meio reacional, diretamente afetando o desenvolvimento e desempenho dos microrganismos (atividade microbiana) ou indiretamente influenciando a presença de substâncias indesejáveis ao sistema, como substâncias inibidoras do processo. Ademais, condições extremas, ou seja, pH menores que 6,0 ou maiores que 8,0 estão diretamente relacionados a instabilidade da produção de metano.

A Tabela 12 apresenta os resultados das análises de pH, alcalinidade total e ácidos voláteis dos respectivos reatores R.1, R.2, R.3 e R.4.

**Tabela 12:** Dados de pH, alcalinidade total e ácidos voláteis.

<b>Reatores</b>	<b>R.1</b>	<b>R.2</b>	<b>R.3</b>	<b>R.4</b>
<b>Diluição</b>	<b>zero</b>	<b>1:2</b>	<b>1:6</b>	<b>1:10</b>
<i>pH</i>				
<i>Afluente</i>	6,96	7,15	7,21	7,15
<i>Efluente</i>	7,64	7,59	7,44	7,28
<i>Alcalinidade Total (mg CaCO<sub>3</sub>/L)</i>				
<i>Afluente</i>	3200,00 ± 280,00	934,50 ± 22,00	350,05 ± 1,48	226,30 ± 30,1
<i>Efluente</i>	3565,00 ± 91,90	1140 ± 170,00	634,5 ± 20,50	465,00 ± 35,4
<i>Ácidos voláteis (mg HAc/L)</i>				
<i>Afluente</i>	572,83 ± 8,24	480,13 ± 4,40	277,99 ± 10,08	209,95 ± 0,92
<i>Efluente</i>	273,78 ± 2,29	202,01 ± 0,68	149,04 ± 4,58	100,44 ± 2,29

**Fonte:** Autoria Própria

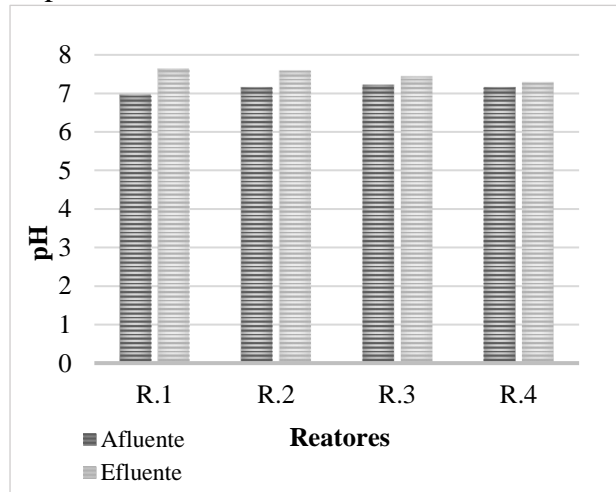
Nota-se pela referida tabela que todas as condições analisadas, independente da diluição favoreceram o processo de biodegradação (produção de metano), pois apresentaram pH inicial (afluente) dentro da faixa de melhor desempenho das arqueias metanogênicas, pH entre 6-8,0 (CHERNICHARO, 2007). É importante frisar que diante das condições ótimas dos afluentes (pH próximo a neutralidade) não foi

necessário o ajuste de pH dos respectivos reatores, e dentre as condições impostas deste trabalho as diluições dos dejetos não influenciaram na variação de pH dos respectivos reatores.

Além disso, observa-se que os reatores apresentaram um ligeiro aumento no pH das amostras de saída (efluente) do biodigestor (Figura 15), indícios que as diferentes condições não influenciaram no efeito de acidificação dos reatores, ou seja, no acúmulo de ácidos voláteis ao meio reacional. Tal fato pode ser explicado pela possível produção de substâncias alcalinizantes, como por exemplo bicarbonatos, responsáveis pela neutralização do meio reacional.

Matos *et al.* (2017) relataram comportamentos similares (aumentos nos valores de pH ao término do processo de biodigestão) ao monitorar a biodigestão anaeróbia de oito protótipos de biodigestores descontínuo de bancada alimentados com dejetos bovinos obtidos de dois sistemas distintos de produção (orgânico e convencional). Aumento o qual os autores atribuíram ao processo de transformação dos possíveis ácidos contidos no afluente em produtos gasoso.

**Figura 15:** Resultados de pH nas amostras de afluente e efluentes.



**Fonte:** Autoria Própria.

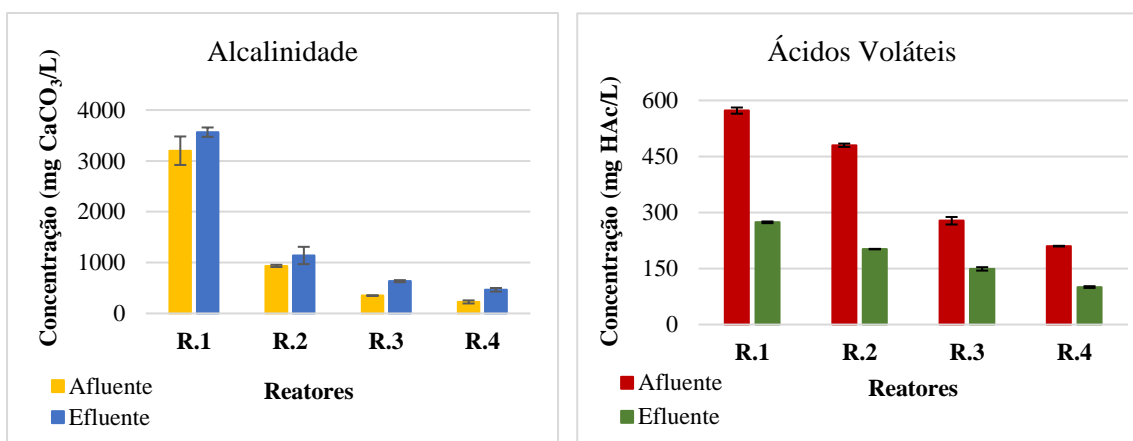
Com relação a alcalinidade e aos ácidos voláteis, observou-se que as diferentes diluições realizadas no dejetos bovinos influenciaram significativamente nas concentrações dos afluentes, exibindo diminuições gradativas com o aumento do fator de diluição.

A importância da alcalinidade em meio anaeróbio encontra-se diretamente relacionada a formação de CO<sub>2</sub> e ácidos voláteis, pois ácidos em grandes quantidades no

meio reacional carecem de substâncias alcalinizantes ( $\text{NH}_3$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ) para um possível equilíbrio do sistema, evitando queda brusca de pH (CHERNICHARO, 2007).

Verificou-se maiores concentração de alcalinidade nas amostras de saída dos reatores, e valores de acidez final (efluente) menores que os iniciais para todas as condições analisadas, indício que a produção de alcalinidade pelo próprio sistema foi eficiente na neutralização dos possíveis ácidos formados no meio anaeróbio (Figura 16).

**Figura 16:** Alcalinidade e ácidos voláteis.



Fonte: Autoria Própria

#### 4.2.2 Nutrientes

É de suma importância a disponibilidade de certos nutrientes ao sistema de biodigestão, visto que estes são essenciais ao desenvolvimento e atividade dos microrganismos. Nitrogênio (N) e fósforo (P) são os principais nutrientes, pois encontram-se diretamente relacionados a disponibilidade dos microrganismos em obter energia para síntese (CHERNICHARO, 2007).

Embora o nitrogênio seja essencial para vida e crescimento dos microrganismos, é necessário o monitoramento do mesmo no meio reacional, pois em altas concentrações torna-se um fator prejudicial ao sistema, devido ao favorecimento da formação de amônias livres (tóxicas >150 mg/L) (CHERNICHARO, 2007). Esta molécula apresenta ampla facilidade em penetrar a membrana celular dos microrganismos, causando desequilíbrio de prótons e/ou deficiência de potássio, além de inibir as reações enzimáticas devido ao aumento do pH intracelular (AKINDELE & SARTAJ, 2018; AMARAL *et al.*, 2019).

Na Tabela 13 encontram-se os resultados das análises de nitrogênio total

(NTK) e fósforo total ( $P_T$ ) realizadas no afluente e efluente dos biodigestores.

**Tabela 13:** Resultados médios das análises de Nitrogênio total Kjeldhal e Fósforo total.

<b>Reatores</b>	<b>R.1</b>	<b>R.2</b>	<b>R.3</b>	<b>R.4</b>
<b>Nitrogênio total (mg N-NTK.L<sup>-1</sup>)</b>				
<i>Afluente</i>	37,77 ± 0,05	21,56 ± 0,01	7,8 ± 0,03	4,00 ± 0,01
<i>Efluente</i>	32,77 ± 0,01	14,6 ± 0,01	5,60 ± 0,01	3,61 ± 0,02
<b>Fósforo total (mg P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>.L<sup>-1</sup>)</b>				
<i>Afluente</i>	7,98 ± 0,01	4,83 ± 0,01	1,04 ± 0,02	0,78 ± 0,01
<i>Efluente</i>	5,69 ± 0,004	2,88 ± 0,02	0,98 ± 0,02	0,69 ± 0,004

**Fonte:** Autoria própria.

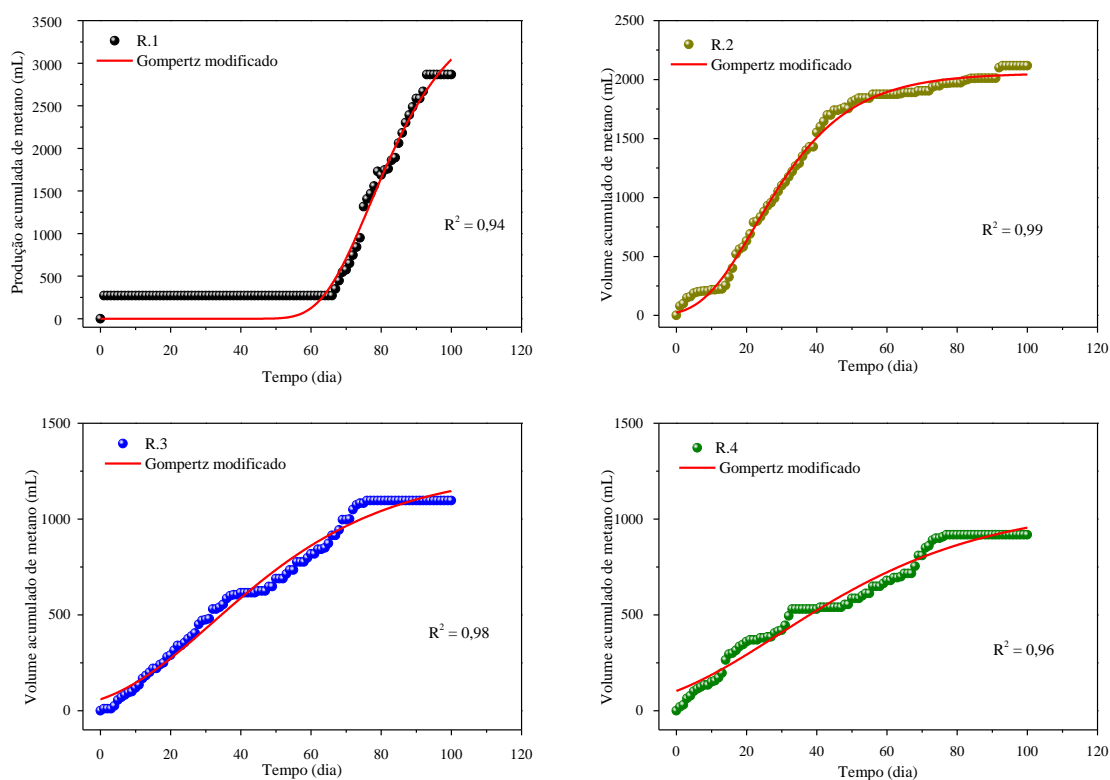
Observa-se pelos dados da Tabela 13 que todos os reatores exibiram quantidades satisfatória de nutrientes, variando de 37,77±0,05 a 4,00±0,01 mg de N-NTK.L<sup>-1</sup> e de 7,98±0,01 a 0,78±0,01 mg de P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>.L<sup>-1</sup> nas amostras iniciais. Nota-se que as concentrações desses nutrientes diminuíram gradativamente com o aumento da diluição, além de ocorrer uma leve redução na concentração dos efluentes após o processo de biodegradação. A biodigestão anaeróbia é um sistema que dispõem de ótima eficiência na remoção de matéria orgânica biodegradável, porém, é ineficiente na remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo, precisando muitas vezes de pós tratamento para diminuição desses (CHERNICHARO *et al.*, 2015; RICO *et al.*, 2012). Sendo assim, a redução desses nutrientes ressaltada pela diminuição na concentração do efluente se deve simplesmente ao processo energético do consórcio microbiano em consequência do seu desenvolvimento e crescimento celular.

### 4.3 Desempenho do Processo de Biodigestão

#### 4.3.1 Modelo matemático de Gompertz modificado

Com o intuito de obter os parâmetros cinéticos dos sistemas de biodigestão frente as diferentes diluições e avaliar o desempenho dos sistemas de biodigestão na produtividade de metano, ajustou-se os dados acumulativos de metano (produção de metano) a curva de Gompertz modificada (Figura 17).

**Figura 17:** Gráfico das curvas de ajuste do modelo matemático de Gompertz modificado nos dados de volumes acumulados de metano.



**Fonte:** Autoria Própria

A partir do ajuste dos dados na curva de Gompertz foi possível determinar os parâmetros cinéticos para o monitoramento do desempenho dos reatores. A Tabela 14 mostra os parâmetros cinéticos ( $P$ ,  $\lambda$  e  $R_m$ ) estimados.

**Tabela 14:** Parâmetros cinéticos do modelo matemático de Gompertz modificado.

Reator	R <sup>2</sup>	P (mL)	Rm (mL/d)	λ (d)	% redução da λ em relação ao R.1
<b>R.1</b>	0,94	3680,92 ± 318,92	97,54 ± 6,24	63,04 ± 0,96	-
<b>R.2</b>	0,99	2054,57 ± 10,72	50,46 ± 0,93	7,42 ± 0,39	88,23
<b>R.3</b>	0,98	1260,97 ± 26,00	16,09 ± 0,43	3,38 ± 0,90	94,63
<b>R.4</b>	0,96	1024,15 ± 23,40	13,2 ± 0,23	0,00	100

P = Produção máxima de metano; Rm = Taxa de produção de metano e λ = fase lag.

**Fonte:** Autoria própria.

Os valores do coeficiente de determinação (R<sup>2</sup>) para os reatores R.1 (Zero), R.2 (1:2), R.3 (1:6) e R.4 (1:10) foram 0,94; 0,99; 0,98 e 0,96, respectivamente. Isso mostra que os valores previstos apresentaram um bom ajuste aos valores experimentais, demonstrando que o modelo de Gompertz ajustou-se bem aos dados do estudo, e exhibe de forma confiável os parâmetros P, λ e Rm.

A partir dos resultados, nota-se que as diferentes diluições do dejetto bovino influenciaram na performance produção de metano, pois os reatores abastecidos com maiores concentrações de carga orgânica, apresentaram melhores resultados na produção de metano. A maior produção (P) e a taxa máxima de produção (Rm) foram para o reator (R.1), sem nenhuma diluição, produção de 3680,92 mL de CH<sub>4</sub> e taxa de 97,54 mL de CH<sub>4</sub> por dia, respectivamente. Logo a menor produção, tanto diária quanto total, foi para o reator R.4 que se encontrava dez vezes mais diluído em relação ao reator sem diluir (R.1), com taxa de 13,23 mL de CH<sub>4</sub> por dia e produção máxima de 1024,15 mL de CH<sub>4</sub>.

No que diz respeito à fase de adaptação dos microrganismos (fase lag λ) dos referidos reatores percebe-se que o R.1 (Zero), substrato bruto, foi a condição que exibiu a maior fase de atraso na produção de metano, necessitando de aproximadamente dois meses para início efetivo na produção de metano, isto é, quanto maior a concentração de carga orgânica inicial maior a fase lag. Uma possível explicação para essa lentidão no início da produção de biogás (R.1) é o excesso de matéria orgânica que o reator apresentou devido a não diluição do resíduo, ou seja, alta concentração de M.O. que inibiu parcialmente o metabolismo dos microrganismos.

Em acordo com Esposito *et al.* (2012), tanto a taxa diária de produção ( $R_m$ ) quanto a produção máxima ( $P$ ) de metano são dependentes do caráter biodegradável da matéria orgânica a ser utilizada onde, o tamanho, a concentração e a complexidade da matéria orgânica podem acarretar em baixas taxas de produção diária de metano durante a fase inicial do processo, devido aos longos períodos de hidrólise da matéria orgânica. Acarretando, por consequência em consideráveis períodos de atraso na produção de metano.

Li *et al.* (2015) relataram comportamento parecidos ao estudar a biodigestão de quatro tipos de resíduo animal (porcos, galinha, vacas e coelho) em diferentes concentrações de carga orgânica (8-64 g de SV/L), ou seja, maior fase de defasagem (fase lag) em reatores que foram alimentados com maior concentração de carga orgânica.

Em contrapartida, quando o dejetos é diluído, observa-se diminuições significativas dessa variável ( $\lambda$ ), podendo no caso da condição mais diluída (R.4) iniciar a sua produção antes mesmo de um dia de biodigestão.

Diante disso, pode-se apontar a importância de se fazer a diluição do substrato (dejetos bovino) para o aperfeiçoamento na performance de produção de metano, uma vez que a fase de adaptação dos microrganismos (fase lag) é a mais afetada pela diluição do dejetos bovino, exibindo diminuições de 88,23 a 100 % na fase de adaptação dos microrganismos (início de produção) nos reatores diluídos em relação ao reator sem nenhuma diluição (R.1).

#### 4.4 Caracterização da composição do biogás e biometano gerado

Realizou-se análises da composição do metano gerado no biogás e do metano purificado (lavado) para avaliar se as diferentes diluições influenciaram no teor de metano no processo de biodigestão. A qualidade e o valor energético do biogás estão diretamente relacionados à concentração de metano em sua composição.

Com base na literatura, a composição do biogás gira em torno de (40-75%) metano, (25-40%) dióxido de carbono e (5%) de pequenos vestígios de gases como o nitrogênio, hidrogênio e ácido sulfúrico (SALOMON; LORA, 2009; REGO; HERNÁNDEZ, 2006). A composição varia em torno das características do substrato (tipo, composição, concentração, entre outras) e as condições atribuídas ao sistema. A Tabela 15 apresenta os dados do teor de metano na composição do biogás, determinados quinzenalmente durante todo o processo de biodigestão.

**Tabela 15:** Teor de metano (%) no biogás nas respectivas diluições.

Reatores	Diluição	15 dias	30 dias	45 dias	60 dias	75 dias	90 dias
R.1	Zero	10,69	9,19	27,87	67,11	59,55	44,82
R.2	1:2	11,73	43,80	55,58	50,75	69,75	29,46
R.3	1:6	0,75	6,87	25,53	44,11	39,40	9,34
R.4	1:10	3,55	0,78	33,41	27,18	29,79	0

**Fonte:** Autoria própria.

Os dados da referida tabela indicam que os reatores abastecidos com maiores concentrações de matéria orgânica, R.1 e R.2, foram as condições que apresentaram maiores porcentagens de metano na sua composição chegando a 67,11% para o R.1 e 69,75 % para o R.2, permanecendo de acordo com a faixa de composições mencionadas na literatura.

Ademais, observa-se que o reator R.2 foi a primeira condição a apresentar uma quantidade expressiva de metano, exibindo teor superior a 40% de metano em sua composição, e os demais reatores ficaram abaixo de 12%. Entretanto, após o trigésimo dia de biodigestão todos reatores apresentaram teor de metano superior a 20%.

Quando se compara as diluições em relação ao teor de metano percebe-se que o R.2 foi a condição que apresentou maior concentração total de metano até o sexagésimo dia de biodigestão, superado pelo R.1 desse dia até o 75º dia de degradação,

período que o R.2 volta a exibir alta % de CH<sub>4</sub> em sua composição.

Já em relação as concentrações de CO<sub>2</sub> na composição do biogás a Tabela 16 revela que todos os reatores apresentaram maiores porcentagens nos primeiros dias de biodigestão para todas as diluições, chegando a 35,97% até o trigésimo dia de produção, e, desse dia em diante, menores porcentagens no biogás. Uma possível explicação para este resultado é que no princípio da biodigestão (primeiras semanas) os microrganismos metanogênicos estão em processo de adaptação ao meio, ou seja, encontra-se em menores quantidades que os produtores de CO<sub>2</sub> e diante disso a produção de CO<sub>2</sub> torna-se mais efetiva. Porém, com o passar do tempo, as arqueias começam a se reproduzir e com isso ocorre o aumento da degradação da M.O. e, conseqüentemente, a produção de CH<sub>4</sub> (GALBIATTI *et al.*, 2010).

**Tabela 16:** Teor de dióxido de carbono (%) no biogás.

Reatores	Diluição	15 dias	30 dias	45 dias	60 dias	75 dias	90 dias
R.1	Zero	35,77	35,97	29,63	18,41	21,66	24,15
R.2	1:2	35,77	35,97	23,00	16,98	10,90	25,07
R.3	1:6	35,05	24,31	18,09	12,9	16,67	16,67
R.4	1:10	34,02	17,09	17,45	15,72	14,51	12,45

**Fonte:** A autoria própria.

Em relação ao teor de metano após o processo de purificação (lavagem) na solução de NaOH 15%, infere-se que os reatores apresentaram um ligeiro aumento na concentração de CH<sub>4</sub>, pois todas as condições analisadas ficaram com porcentagens acima de 40%, destacando-se o reator R.2 com um teor médio de aproximadamente 80% de metano.

A Tabela 17 expõe os dados referente aos teores de metano obtidos após sua lavagem em solução de NaOH 15%, analisados sempre que os frascos de purificação se encontravam com 90% de sua capacidade sem solução de NaOH 15% (preenchidos com gás CH<sub>4</sub>) ou seja no dia de reabastecimento da solução básica.

**Tabela 17:** Teor de metano (%) após lavagem em solução de NaOH 15%.

Reatores	*Leitura do CH <sub>4</sub> purificado				Média CH <sub>4</sub> (%)
	1°	2°	3 °	4°	
<b>R.1</b>	79,96	78,83	71,53	76,76	76,77
<b>R.2</b>	78,98	80,56	80,63	-	80,05
<b>R.3</b>	51,15	48,98	-	-	50,06
<b>R.4</b>	47,93	42,38	-	-	45,15

\* reabastecimento da solução de NaOH

**Fonte:** Autoria própria.

Portanto, nota-se que a otimização da diluição não só promoveu maior rendimento de metano, mas também melhorou a qualidade do biogás em termos de porcentagem de metano.

#### 4.5 Análises estatísticas

A fim de comparar estatisticamente a performance dos sistemas de biodigestão frente as diferentes diluições monitoradas, realizou-se análises de variância fator único (ANOVA), para avaliar o desempenho dos reatores frente a eficiência de remoção da matéria orgânica expressa na forma de DQO, DBO e STV, com auxílio do teste de Tukey na comparação múltiplas dos respectivos reatores.

A Figura 18 mostra os resultados das análises de variância realizadas. Observa-se que todas as variáveis analisadas exibiram p-valor inferior ao nível de significância ( $p < 0,05$ ) estabelecido, rejeitando, portanto, a hipótese nula (todas as condições são iguais), ficando com a hipótese alternativa e garantindo que um ou mais sistemas (reatores) exibiram diferentes performances em relação as condições atribuídas, comprovando que a diluição influencia no desempenho do processo de biodigestão.

**Figura 18:** Resultados ANOVA, taxa de remoção de matéria orgânica expressa na forma de (1) demanda química de oxigênio; (2) demanda bioquímica de oxigênio e (3) sólidos totais voláteis.

	Fonte de variação	Grau de liberdade	Soma dos Quadrados	Quadrado médio	F <sub>Calculado</sub>	Valor-p
(1)	Entre os grupos	3	6092,813	2030,938	456,463	0,000
	Nos grupos (Erro)	4	17,797	4,449		
	Total	7	6110,610			
(2)	Entre os grupos	3	2968,731	989,577	402,636	0,000
	Nos grupos (Erro)	4	9,831	2,458		
	Total	7	2978,562			
(3)	Entre os grupos	3	1487,962	495,987	279,143	0,000
	Nos grupos (Erro)	4	7,107	1,777		
	Total	7	1495,069			

Diante desses resultados, utilizou-se o teste Tukey para complementar o teste ANOVA e determinar quais sistemas diferiram entre si em relação a eficácia de remoção, ou seja, para averiguar se as condições estudadas dispunham de resultados significativamente distintos. Ao aplicar o teste Tukey (Tabela 18) praticamente todos os reatores diferiram entre si no que diz respeito a eficácia de remoção de M.O., ou seja,

exibiram valores da diferença absoluta entre os agrupamentos superiores a diferença mínima significativa D.M.S (ANEXO I).

Em relação as variáveis DQO e DBO nota-se (Tabela 18) um comportamento significativamente crescente ( $p < 0,05$ ) da taxa remoção, com aumento da diluição que se atribui a melhora da bioacessibilidade dos microrganismos ao meio. Ademais verifica-se que os reatores R.1 (Zero) e R.2 (1:2) não discordaram estatisticamente entre si em relação a remoção de DBO mesmo apresentado valores distintos.

Já em relação a remoção de STV observa-se uma diminuição dessa variável a medida que há maiores concentrações de água ao meio. Ademais, nota-se que o R.2 foi a condição que apresentou a melhor performance de remoção ( $p < 0,05$ ) seguido do reator R.1 substrato bruto (sem diluir).

**Tabela 18:** Resultados médios de remoção de matéria orgânica expressos na forma de DQO, DBO e STV em função da diluição.

<i>Reatores</i>	<i>Diluições</i>	<i>Taxa de remoção (%)</i>		
		<i>DQO</i>	<i>DBO</i>	<i>STV</i>
R.1	Zero	10,81 ± 0,02 <sup>D</sup>	21,36 ± 0,67 <sup>C</sup>	46,84 ± 0,04 <sup>B</sup>
R.2	1:2	62,38 ± 0,90 <sup>C</sup>	25,00 ± 1,67 <sup>C</sup>	59,49 ± 0,09 <sup>A</sup>
R.3	1:6	70,98 ± 0,96 <sup>B</sup>	56,87 ± 0,35 <sup>B</sup>	33,74 ± 0,32 <sup>C</sup>
R.4	1:10	84,94 ± 3,50 <sup>A</sup>	65,42 ± 1,25 <sup>A</sup>	23,24 ± 2,64 <sup>D</sup>

Médias que não compartilham a mesma letra nas colunas diferem estatisticamente pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

Desta forma, os resultados adquiridos no trabalho junto as referidas análises indicam que as diluições realizadas no dejetto bovino influencia significativamente no desempenho dos respectivos reatores e conseqüentemente na produção de metano. Diante disso, é possível dizer que a diluição contribui na melhora do processo de biodigestão principalmente em função ao início da produção de metano como em relação a remoção de matéria orgânica. Deste modo, analisando-se o desempenho dos reatores de forma geral, dentre as condições impostas neste trabalho, o reator com um fator de diluição 2 em relação ao bruto foi a condição que apresentou melhores resultados, exibindo boa performance tanto em relação a remoção de matéria orgânica como em relação ao rendimento de metano. Sendo a condição que exibiu alta produção (P), alta taxa de produção (Rm), em um período relativamente curto para início efetivo de produção além de ser a condição que se destacou em relação ao teor de metano (80%) após a lavagem em solução básica.

#### 4.6 Etapa II: Influência da dieta animal na produção de biogás

Com base no experimento realizado na Etapa I, escolheu-se a diluição 1:2 (R.2) para esta etapa do trabalho que busca monitorar as possíveis influências da alimentação dos animais sobre a qualidade dos dejetos na produção de biogás.

Sabe-se que a quantidade e a qualidade do substrato a ser utilizada no processo de biodigestão anaeróbio é um dos fatores primordiais para o desempenho do sistema. Dentre a série de fatores que afetam a biodigestão, a composição do substrato (qualidade dos dejetos) está diretamente relacionada ao potencial de degradação da matéria orgânica permitindo dizer que a nutrição (níveis de ingestão de ração, qualidade dos alimentos) dos animais visa a produção de dejetos ricos em nutrientes, ou seja, resíduos ideais para digestão anaeróbia (COSTA, 2013; ORRICO *et al.*, 2011; ORRICO JR. *et al.*, 2010; JARRET *et al.*, 2012).

Diante desse contexto, esta etapa do trabalho foi realizada com intuito de avaliar a capacidade de produção de metano de dejetos obtidos de três grupos diferentes de vaca leiteiras, confinadas e alimentadas com a mesma composição nutricional (Tabela 19) porém em diferentes quantidades, onde a composição média nutricional por animal dia (C.M.N./vaca) aumenta cerca de 4 a 11% na massa alimentar dos animais entre os grupos estudados.

**Tabela 19:** Composição da dieta alimentar fornecida aos diferentes grupos de vacas leiteira.

Dados Gerais	Grupo 1(G.1)	Grupo 2 (G.2)	Grupo 3 (G.3)
Nº de Vacas (unid.)	40	42	40
Silagem de milho (Kg)	31,68	33,00	35,31
Milho puro (Kg)	6,72	7,00	7,49
Farelo de soja (Kg)	4,32	4,5	4,82
*Concentrado vitamínico (Kg)	0,48 <sup>I</sup>	0,50 <sup>II</sup>	0,54 <sup>II</sup>
C.M.N./vaca	43,2	45,00	48,16

\* Suplementos minerais - <sup>I</sup> Royal lac 50 Prime; <sup>II</sup> Power lac 30 M.

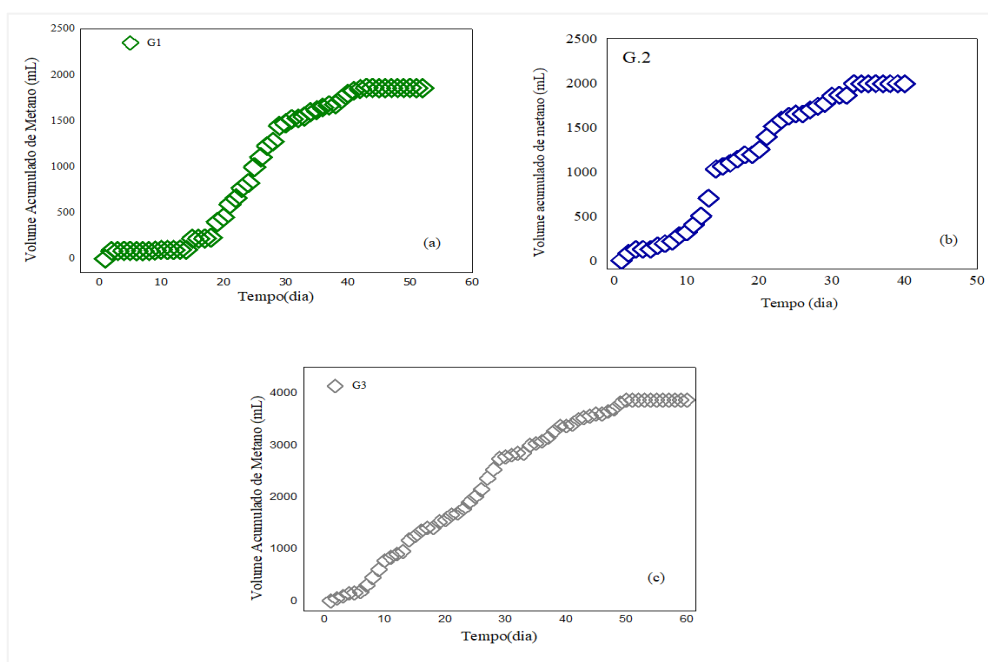
**Fonte:** Autoria própria.

#### 4.6.1 Produção acumulada de metano

Na Figura 19 encontra-se o gráfico de produção acumulativa de metano versus o tempo de biodigestão.

Nota-se que os reatores G.2 e G.3 apresentaram uma crescente produção de metano praticamente logo após a montagem dos sistemas anaeróbios, enquanto o reator G.1 exibiu um ligeiro período de atraso de produção.

**Figura 19:** Gráfico da produção acumulativa de metano para os diferentes grupos analisados. (a) Grupo 1; (b) Grupo 2 e (c) Grupo 3.



**Fonte:** Autoria própria.

O processo de biodigestão perdurou por um período total de 40 a 58 dias para estabilização na produção de metano, com produção máxima variando de 1860 a 3870 mL CH<sub>4</sub>, como pode ser melhor observado na Tabela 20.

**Tabela 20:** Tempo de biodigestão e produção acumulada de metano dos reatores.

Reatores	Diluição	Tempo de biodigestão (dias)	Volume acumulado de metano (mL CH <sub>4</sub> )
Grupo 1 (G.1)		52	1860
Grupo 2 (G.2)	1:2	40	1990
Grupo 3 (G.3)		58	3870

**Fonte:** Autoria própria.

#### 4.6.2 Desempenho dos sistemas de biodigestão

A eficiência dos sistemas (reatores) foi monitorada a partir das análises de caracterização dos afluentes e efluentes obtidos no início e no término do processo de biodigestão em relação a remoção da matéria orgânica junto aos parâmetros cinéticos ( $R_m$ ,  $\lambda$  e  $P$ ) extraídos do modelo de Gompertz modificado.

Os resultados das análises físico-químicas e das análises estatísticas realizadas estão na Tabela 21.

**Tabela 21:** Caracterização média dos afluentes e efluentes, resultado ANOVA\* e teste Tukey.

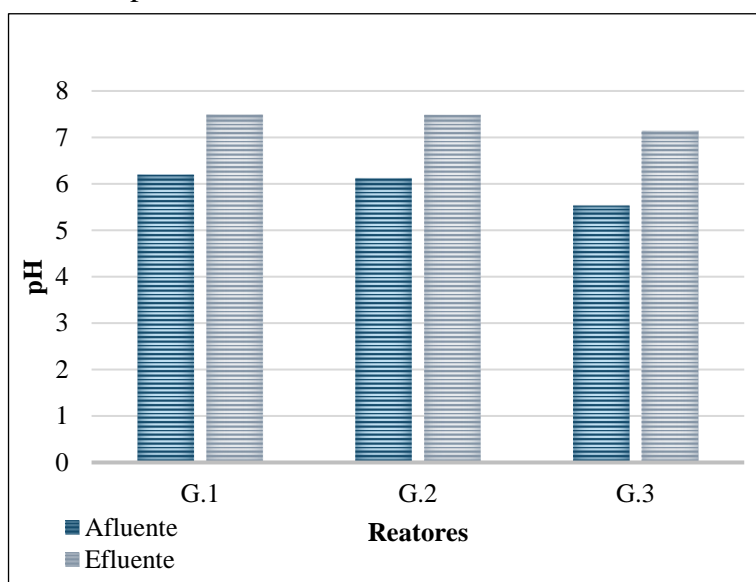
Reatores	G.1	G.2	G.3	*Valor p
<i>pH</i>				
<i>Afluente</i>	6,20	6,12	5,53	-
<i>Efluente</i>	7,49	7,48	7,14	-
<i>Alcalinidade (mg CaCO<sub>3</sub>/L)</i>				
<i>Afluente</i>	<sup>C</sup> 392,50 ± 3,54	<sup>A</sup> 846,60 ± 11,74	<sup>B</sup> 571,88 ± 13,26	0,000
<i>Efluente</i>	<sup>B</sup> 1490,00 ± 7,07	<sup>A</sup> 1745,00 ± 28,3	<sup>C</sup> 970,00 ± 14,10	0,000
<i>Ácidos voláteis (mg HAc/L)</i>				
<i>Afluente</i>	<sup>C</sup> 364,80 ± 3,39	<sup>A</sup> 716,32 ± 20,80	<sup>B</sup> 511,65 ± 1,91	0,000
<i>Efluente</i>	<sup>C</sup> 252,56 ± 8,71	<sup>A</sup> 436,40 ± 14,90	<sup>B</sup> 305,52 ± 0,68	0,001
<i>DQO (g/L)</i>				
<i>Afluente</i>	<sup>B</sup> 30,560 ± 0,007	<sup>C</sup> 25,730 ± 0,001	<sup>A</sup> 35,770 ± 0,007	0,000
<i>Efluente</i>	<sup>A</sup> 15,980 ± 0,007	<sup>B</sup> 15,810 ± 0,030	<sup>C</sup> 11,310 ± 0,007	0,000
<i>% Remoção</i>	<sup>B</sup> 47,701 ± 0,011	<sup>C</sup> 38,533 ± 0,013	<sup>A</sup> 68,362 ± 0,0135	0,000
<i>STV (mg/L)</i>				
<i>Afluente</i>	<sup>A</sup> 20,210 ± 0,019	<sup>B</sup> 17,780 ± 0,005	<sup>B</sup> 17,310 ± 0,003	0,000
<i>Efluente</i>	<sup>A</sup> 10,780 ± 0,339	<sup>B</sup> 9,560 ± 0,004	<sup>C</sup> 8,560 ± 0,004	0,003
<i>% Remoção</i>	<sup>B</sup> 46,660 ± 0,099	<sup>C</sup> 46,221 ± 0,003	<sup>A</sup> 50,519 ± 0,008	0,000

Médias que não compartilham a mesma letra nas linhas diferem significativamente pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

**Fonte:** Autoria própria.

Nota-se que os reatores iniciaram o processo de biodigestão em condições levemente ácidas (pH entre 5,53-6,20). Optou-se então pelo não ajuste do pH dos afluentes para as condições ideais dos microrganismos produtores de metano (pH entre 6,5-7,5), pois almejava-se observar o desempenho dos reatores frente as condições reais do substrato. Pode-se admitir que o início da biodigestão nessas condições de pH não atrapalharam o desempenho dos respectivos reatores, uma vez que o próprio sistema foi capaz de se estabilizar, produzindo possíveis substâncias alcalinizantes no sistema, como pôde ser visto pelo acréscimo das concentrações de alcalinidade nas amostras de saída dos reatores e menores acidez, além de aumentos significativos no pH dos reatores após o processo de biodigestão (efluente), permanecendo próximo a neutralidade pH entre 7,14-7,48 (Figura 20).

**Figura 20:** Análises de pH afluente e efluente.



**Fonte:** Autoria própria.

Os resultados obtidos nas análises de DQO e STV (Tabela 21) apontam que o acréscimo na composição média nutricional dos animais (aumento em torno de 4 a 11% na dieta alimentar) influenciaram diretamente na qualidade dos dejetos gerados e consequentemente no desempenho dos reatores. Nota-se pela referida tabela, valores estatisticamente ( $p < 0,05$ ) distintos em relação aos parâmetros analisados, tanto no afluente como no efluente, tendo como consequência diferentes performances em relação a remoção da matéria orgânica. Indicando que uma suplementação mais rica (maior massa nutricional) resulta em dejetos mais biodisponível a biodegradação. Os dados referentes

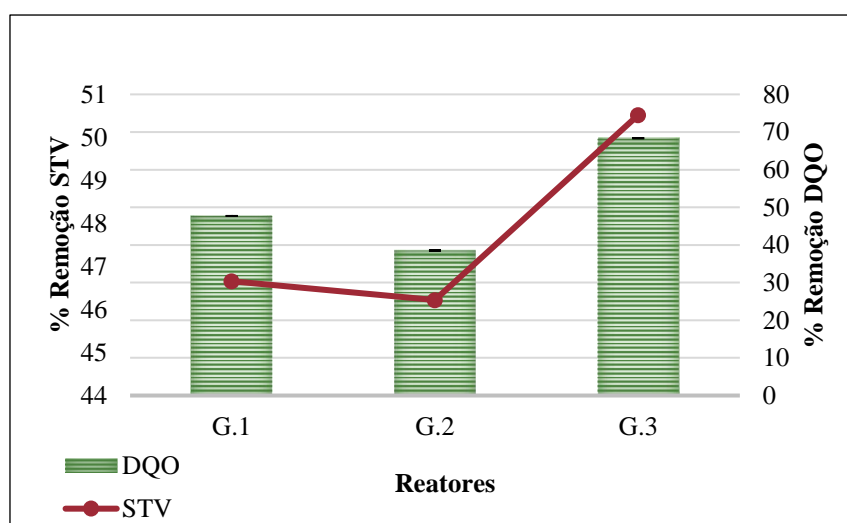
as análises de variância (ANOVA) e similaridade de Tukey estão nos ANEXOS II e III.

Observa-se pela Figura 21 que o reator G.3 foi a condição que exibiu maiores ( $p < 0,05$ ) porcentagens de remoção de matéria orgânica,  $68,362 \pm 0,013\%$  na forma de DQO e  $50,519 \pm 0,008\%$  na forma de STV, indicando que a maior capacidade de nutrientes contidas neste resíduo garantiu um melhor desempenho dos microrganismos durante a biodigestão, favorecendo assim a biodegradação da matéria orgânica.

Orrico *et al.* (2007) exibiram desempenhos parecidos (maiores remoções de STV para reatores alimentados com dejetos ricos nutricionalmente) ao monitorar a influência alimentar de cabras em diferentes estágios de crescimento, com foco na qualidade e quantidade dos resíduos gerados.

Costa *et al.* (2013) também trabalharam com biodigestão anaeróbia de dejetos bovinos alimentados, porém com dois tipos distintos de alimentação, dieta 1 (65% de concentrado e 35% forragem), dieta 2 (80% concentrado e 20% forragem) em três temperaturas diferentes 25, 35 e 40°C, com e sem adição de inóculo, e concluíram que o potencial de produção do biogás está diretamente relacionado a nutrição do animal, pois os reatores abastecidos com dejetos obtidos dos animais alimentados com a dieta 2 (20% de forragem), ou seja, maior porcentagem de concentrado (maior porcentagem nutricional) tiveram melhores desempenhos em produção de biogás, independente da temperatura, sem adição de inóculo.

**Figura 21:** Redução de matéria orgânica na forma de DQO e STV.



**Fonte:** Autoria própria.

Orrico Jr. *et al.* (2010) obtiveram desempenhos similares ao monitorar a performance de 24 biodigestores abastecidos com esterco de bovino alimentados, porém com diferentes dietas, as quais variavam em relação ao concentrado (milho e farelo de soja) e o volumoso (feno de Tifton). Foram abastecidos 12 reatores com dejetos obtidos da dieta 1 (60% de volumoso:40% de concentrado) e 12 com dejetos da dieta rica em concentrado, dieta 2 (40% volumoso:60% concentrado) em diferentes TRH (30 a 120 dias), os autores concluíram que tanto o tempo de biodigestão como a dieta dos animais são fatores de suma importância no processo de biodigestão, onde as maiores reduções de sólidos voláteis ocorreram nos reatores alimentados com resíduos gerados da dieta 2 (60% de concentrado). Refletindo diretamente na produção de biogás e metano, devido a menor quantidade de constituintes fibrosos.

Jarret *et al.* (2012) também avaliaram o efeito de dois tipos de dietas distintas de suínos almejando aumentos da emissão de CH<sub>4</sub> e redução de gás NH<sub>3</sub>, os autores utilizaram dejetos (suínos) obtidos de uma dieta a base de trigo, milho, cevada e farelo de soja (dieta controle) e uma dieta a base de fibra (15% de grão destilados de trigo e 15% farelo de colza) além de 50g de óleo de colza por kg de alimento para manter a energia líquida constante. Os autores evidenciaram aumentos na produção de CH<sub>4</sub> no dejetos armazenado obtido da dieta rica em fibra em consequência do aumento da excreção de matéria orgânica além da adição do óleo de colza que possivelmente contribuiu para a maior produção de CH<sub>4</sub>.

Os resultados desse trabalho concordam aos resultados dos referidos autores, onde os parâmetros analisados demonstraram que os aumentos na suplementação alimentar dos animais influenciaram diretamente na composição dos dejetos analisados e no desempenho dos biodigestores.

#### 4.6.3 Rendimento de metano

O ajuste da curva de Gompertz aos dados de produção de metano é apresentado na Figura 22. A partir desse ajuste obteve-se as variáveis desejadas ( $P$ ,  $\lambda$  e  $R_m$ ), que estão apresentadas na Tabela 22.

**Tabela 22:** Parâmetros do modelo de Gompertz calculados para as três condições experimentais analisadas.

Reatores	$P$ (mL)	$R_m$ (mL CH <sub>4</sub> /d)	$\lambda$ (d)	$R^2$
G.1	1929,16 ± 58,68	102,26 ± 4,53	15,15 ± 0,37	0,996
G.2	1979,01 ± 31,23	103,34 ± 3,37	7,09 ± 0,35	0,997
G.3	3989,98 ± 58,00	117,33 ± 2,34	5,71 ± 0,36	0,995

**Fonte:** Autoria Própria.

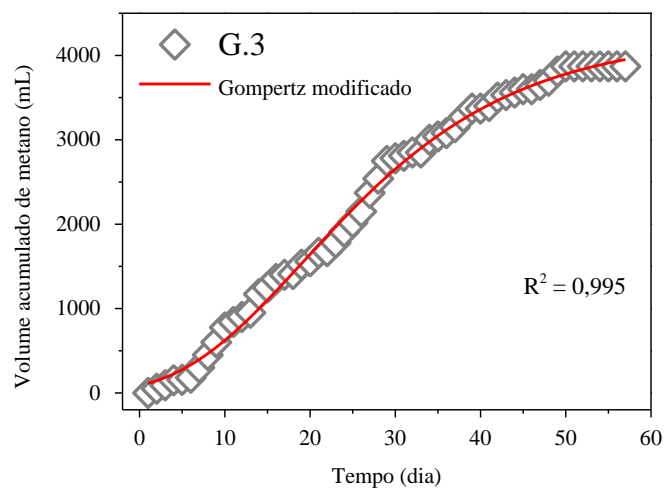
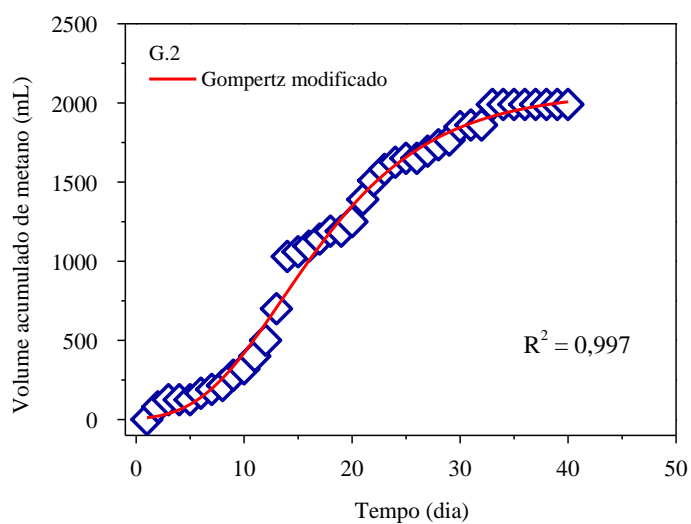
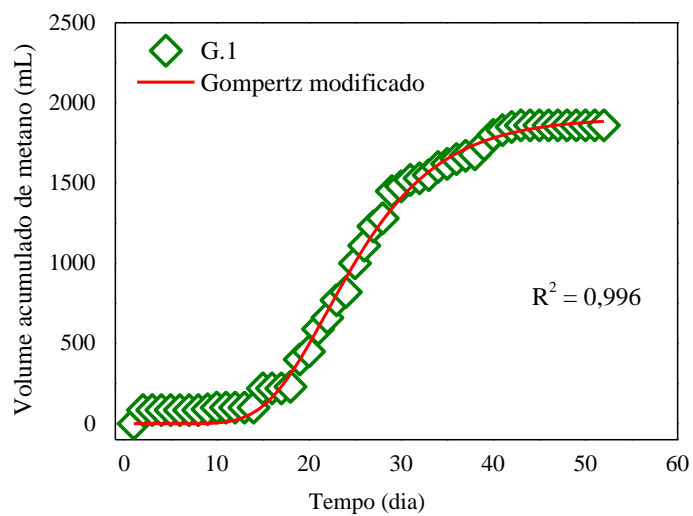
A partir dos dados, observa-se valores distintos referentes a fase de adaptação dos microrganismos (fase lag  $\lambda$ ) em todos os reatores analisados, pois foram necessários de 5 a 15 dias para início efetivo da produção de metano. Nota-se também uma tendência decrescente dessa variável ( $\lambda = 15$ ; 7 e 5 dias) à medida que a carga nutricional aumenta entre os grupos monitorados (G.1 a G.3). Indicando que o aumento na carga nutricional dos animais está diretamente relacionado a melhor performance (maior biodegradabilidade) dos dejetos estudados devido a possível melhora na qualidade dos dejetos gerados.

No que se refere a taxa máxima de produção ( $R_m$ ) nota-se que aumentos de aproximadamente 4% (G.1-G.2) na carga alimentar dos animais não influenciaram expressivamente na taxa de produção, contudo um aumento de aproximadamente 11% foi o suficiente para elevar em cerca de 15% a  $R_m$  em relação ao reator G.1 abastecido com dejetos obtidos do grupo alimentados com a menor capacidade nutricional.

Observa-se o mesmo comportamento para o parâmetro  $P$  (produção máxima de metano), onde os reatores G.1 e G.2 abastecidos com dejetos obtidos dos animais suplementados com as menores cargas nutricionais exibiram ligeiras variações de produção, porém quando se refere ao aumento de aproximadamente 11% na suplementação bruta do rebanho leiteiro (G.1-G.3) tem-se um acréscimo significativo no rendimento de metano ( $P = 3989,98 \pm 58,00$  mL CH<sub>4</sub>), um aumento de aproximadamente 107%.

Em relação ao ajuste do modelo cinético aos dados experimentais, observa-se que o mesmo descreveu adequadamente a produtividade de metano, como pode ser visto na Figura 22 pelos bons ajustes do modelo as curvas de produção. Além dos consideráveis valores de coeficientes de determinação ( $R^2$ ) variando de 0,995 a 0,997.

Portanto, nota-se que acréscimos na suplementação alimentar do rebanho leiteiro (aumentos de 4 a 11% na massa alimentar dos animais) está diretamente relacionado a qualidade dos dejetos gerados e conseqüentemente ao desempenho dos reatores, visto que esses aumentos na carga nutricional procederam na variabilidade dos parâmetros, revelando uma tendência positiva (maior biodegradabilidade) com o aumento nutricional. Além do favorecimento direto à produção máxima de metano no reator abastecido com resíduos obtidos do grupo 3 (melhor condição alimentar), exibindo um aumento de aproximadamente 107% em relação ao reator abastecido com resíduo do grupo 1 (menor composição média nutricional).

**Figura 22:** Gráficos de ajuste dos dados experimentais a curva de Gompertz modificado.

## 5. CONCLUSÃO

De acordo com os resultados desse trabalho, pode-se concluir que:

### *Etapa 1: Otimização da diluição*

- A diluição do dejetos bovino influencia significativamente na concentração inicial de matéria orgânica dos reatores tanto na forma de DQO como na forma de DBO e STV, indicando que os reatores mais diluídos tendem a diminuir a concentração de substrato inicial e com isso geram diferentes performances de remoção da matéria orgânica devido às diferentes disponibilidades de alimento ao meio;
- O modelo de Gompertz modificado mostrou bom ajuste aos dados de produção de metano;
- Os parâmetros de Gompertz foram significativamente influenciados pela diluição do dejetos bovino. Quanto maior a diluição menor o tempo de adaptação para início de produção ( $\lambda$ ), menor taxa de produção ( $R_m$ ) e menor rendimento de metano ( $P$ );
- O dejetos em sua forma bruta (sem diluição) apresenta uma alta performance na produção de metano, porém, necessita de longos períodos de adaptação dos microrganismos para início efetivo da produção de biogás. Ou seja, a alta concentração de matéria orgânica dificulta o metabolismo dos microrganismos no início da biodigestão, ocasionando em atrasos significativos para início efetivo da biodegradação;
- Método eficiente de purificação e medição direta de metano (em solução básica) exibindo um teor médio de 80% de metano em uma das condições analisadas;
- O reator R.2 (diluição 1:2) foi a condição que apresentou melhor performance entre as condições estudadas, apresentando alta produção de metano e alta taxa de produção em um curto período de adaptação dos microrganismos. Essa condição exibiu redução de 88% na fase de atraso em relação ao reator bruto, e consideráveis valores em relação ao desempenho de remoção de matéria orgânica.

***Etapa 2: Influência da dieta animal na produção de biogás.***

- Os reatores foram capazes de produzir metano em condições levemente ácidas (pH entre 5,53-6,20);
- A diferença nutricional influenciou significativamente ( $p < 0,05$ ) nas análises físico-químicas dos respectivos reatores, apresentando diferentes performances em relação aos parâmetros analisados e com isso diferentes performances em relação à remoção de matéria orgânica na forma de DQO e STV.
- A maior suplementação alimentar influenciou diretamente na qualidade dos dejetos em produzir metano, visto que o reator G.3 alimentado com resíduos do grupo 3 (maior carga nutricional), exibiu melhor performance na produção de metano, apontando que o aumento de quase 11% na composição média nutricional dos animais resulta em resíduos ricos em energia e nutrientes para biodigestão, provocando aumento de aproximadamente 107% em relação ao reator G.1, abastecido com resíduos do rebanho alimentado com menor suplementação alimentar.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDELSALAM, E.; SAMER, M.; ATTIA, Y. A.; ABDEL-HADI, M. A.; HASSAN, H. E.; BADR, Y. Effects of Co and Ni nanoparticles on biogas and methane production from anaerobic digestion of slurry. **Energy Conversion and Management**, [s. l.], v. 141, p. 108-119, jun. 2017.

ABRELPE. **Atlas Brasileiro de Emissões de GEE e Potencial Energético na Destinação de Resíduos Sólidos**. [s. l.], 2013. 172 p. Disponível em: <http://abrelpe.org.br/atlas-brasileiro/>. Acesso em: 3 fev. 2020.

AKINDELE, A. A.; SARTAJ, M. The toxicity effects of ammonia on anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. **Waste Management**. [s. l.], v. 71, p. 757-766, 2018

AMARAL, A. C.; STEINMETZ, R. L. R. O processo de biodigestão. In: KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. 1. ed. Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2019. cap. 1, p. 13-26. ISBN 978-85-93823-01-5.

AMARAL, C. M. C.; AMARAL, L. A.; LUCAS JÚNIOR, J.; NASCIMENTO, A. A.; FERREIRA, D. S.; MACHADO, M. R. F. Biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros submetidos a diferentes tempos de retenção hidráulica. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 34, n. 6, p. 1897-1902, dez. 2004 .

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. 22<sup>a</sup> edition. Washington, D.C. APHA. 2012

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

ALVES, J. S.; SILVESTRE, K. C. C.; FREITAS, S. S. Influência da taxa de diluição dos dejetos bovinos para a geração de metano em biodigestores anaeróbios. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE, 5., 2017, João Pessoa. **Anais [...]**. João Pessoa: Ecogestão Brasil, 2017. v. 5, p. 315-322.

BANKS, C. J.; ZHANG, Y.; JIANG, Y.; HEAVEN, S. Trace element requirements for stable food waste digestion at elevated ammonia concentrations. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 104, p. 127-135, jan. 2012.

BLEY JÚNIOR, C. **Biogás: a energia invisível**. 2. ed. rev. e aum. Foz do Iguaçu: CIBIOGAS-ER, 2015. 180 p. ISBN 978-85-67785-04-2.

BRASIL. Decreto nº 7.404, de 23 de dezembro de 2010. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos... **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 2010b. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2010/Decreto/D7404.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/Decreto/D7404.htm). Acesso

em: 4 fev. 2020.

BRASIL. Decreto nº 87.079, de 2 de abril de 1982. Aprova as Diretrizes para o Programa de Mobilização Energética. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, p. 5833, 5 abr. 1982. Disponível em: <https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1980-1987/decreto-87079-2-abril-1982-436644-publicacaooriginal-1-pe.html>. Acesso em: 3 fev. 2020.

BRASIL. Governo Federal. Comitê Interministerial Sobre Mudança do Clima. Decreto nº 6.263/2007. **Plano Nacional sobre Mudança do Clima - PNMC**, Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2008. Disponível em: [https://www.mma.gov.br/estruturas/smcq\\_climaticas/\\_arquivos/plano\\_nacional\\_mudanca\\_clima.pdf](https://www.mma.gov.br/estruturas/smcq_climaticas/_arquivos/plano_nacional_mudanca_clima.pdf). Acesso em: 3 fev. 2020.

BRASIL. Lei nº 10.438, de 26 de abril de 2002. Dispõe sobre a expansão da oferta de energia elétrica emergencial... **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 26 abr. 2002. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/LEIS/2002/L10438.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/2002/L10438.htm). Acesso em: 3 fev. 2020.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 3 ago. 2010a. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm). Acesso em: 3 fev. 2020.

BÜCKER, F.; MARDER, M.; PEITER, M. R.; LEHN, D. N.; ESQUERDO, V. M.; PINTO, L. A. A.; KONRAD, O. Fish waste: an efficient alternative to biogas and methane production in an anaerobic mono-digestion system. **Renewable Energy**, [s. l.], v. 147, p. 798-805, set. 2019.

CAI, W.; HAN, T.; GUO, Z.; VARRONE, C.; WANG, A.; LIU, W. Methane production enhancement by an independent cathode in integrated anaerobic reactor with microbial electrolysis. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 208, p. 13-18, mai. 2016.

CHERNICHARO, C. A. L. **Anaerobic Reactors**. Londres: IWA Publishing, 2007. v. 4.

CHERNICHARO, C. A. L.; VAN LIER, J. B.; NOYOLA, A.; RIBEIRO, T. B. Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. **Reviews in Environmental Science and Bio/technology**, [s. l.], v. 14, n. 4, p. 649-679, 21 set. 2015.

CIBIOGÁS. **Nota Técnica: N° 02/2019 – Panorama do biogás no Brasil em 2018**. Foz do Iguaçu, mar. 2019.

CIBIOGÁS. **Nota Técnica: N° 002/2010 – Panorama do Biogás no Brasil em 2019**. Foz do Iguaçu, abr. de 2020.

CIBIOGÁS. **Relatório de Biogás e Biometano do Mercosul / GAHB** – Grupo Ad Hoc de Biocombustíveis do Mercosul. Vol. 1, n. 1 (2017) CIBiogás: Foz do Iguaçu, 2017.

COMASTRI FILHO, J. A. **Biogás, independência energética do Pantanal Mato-grossense**. Circular técnica n. 9. Corumbá: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA e Unidade de Execução de Pesquisa de Âmbito Estadual de Corumbá – UEPAE, 1981. 53 p.

COONEY, C. L.; WISE, D. L. Thermophilic anaerobic digestion of solid waste for fuel gas production. **Biotechnology and Bioengineering**, [s. l.], v. 17, p. 1119-1135, ago. 1975.

COSTA, M. S. S. M.; COSTA, L. A. M.; LUCAS JÚNIOR, J.; PIVETTA, L. A. Potentials of biogas production from young bulls manure fed with different diets. **Engenharia Agrícola**, [s. l.], v. 33, n. 6, p. 1090-1098, dez. 2013.

D'AQUINO, C. A.; MELLO, T. C.; COSTA JÚNIOR, L. Efeito da variação da carga orgânica volumétrica natural na produção de biogás a partir de dejetos suínos em diferentes tempos de retenção hidráulica. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s. l.], v. 24, n. 3, p.613-617, mai. 2019.

DEGANUTTI, R.; PALHACI, M. C. J. P.; ROSSI, M.; TAVARES, R.; SANTOS, C. Biodigestores rurais: modelo indiano, chinês e batelada. In: AGRENER GD: CONGRESSO INTERNACIONAL SOBRE GERAÇÃO DISTRIBUÍDA E ENERGIA NO MEIO RURAL, 4., 2002, Campinas. **Proceedings...** Campinas: UNICAMP, 2002.

DEMIREL, B.; SCHERER, P. Trace element requirements of agricultural biogas digesters during biological conversion of renewable biomass to methane. **Biomass and Bioenergy**, [s. l.], v. 35, n. 3, p. 992-998, mar. 2011.

DUAN, N.; ZHANG, D.; LIN, C.; ZHANG, Y.; ZHAO, L.; LIU, H.; LIU, Z. Effect of organic loading rate on anaerobic digestion of pig manure: methane production, mass flow, reactor scale and heating scenarios. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 231, p. 646-652, fev. 2019.

EBA - European Biogas Association. **EBA annual report: 2019**. Bruxelas, 2019.

Empresa de Pesquisa Energética (Brasil). **Balanco Energético Nacional 2019**: ano base 2018. Rio de Janeiro: EPE, 2019. 292 p.

ESPOSITO, G.; FRUNZO, L.; GIORDANO, A.; LIOTTA, F.; PANICO, A.; PIROZZI, F. Bio-methane potential tests to measure the biogas production from the digestion and co-digestion of complex organic substrates. **The Open Environmental Engineering Journal**, [s. l.], v. 5, n. 1, p. 1-8, 18 jan. 2012.

FNR. **Bioenergy in Germany facts and figures 2019**. Gülzow-Prüzen: Mkl Druck GmbH & Co., 2019.

FERRAZ, J. M. G.; MARRIEL, I. E. **Biogás: fonte alternativa de energia**. Circular técnica n. 3. Sete Lagoas: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA e Centro Nacional de Pesquisa de Milho e Sorgo - CNPMS, 1980. 27 p.

FREITAS, F. F.; SOUZA, S. S.; FERREIRA, L. R. A.; OTTO, R. B.; ALESSIO, F. J.; SOUZA, S. N. M.; VENTURINI, O. J.; ANDO JÚNIOR, O. H. The Brazilian market of distributed biogas generation: overview, technological development and case study. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s. l.], v. 101, p. 146-157, mar. 2019.

GALBIATTI, J. A., CAMELO, A. D., SILVA, F. G., GERARDI, E. A., CHICONATO, D. A. Estudo qualitativo do biogás produzido por substratos em biodigestores tipo batelada. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s. l.], v. 14, n. 4, p. 432-437, abr. 2010.

GUIMARÃES, A. S. **Sistema Compost Barn**: caracterização dos parâmetros de qualidade do leite e mastite, reprodutivos, bem estar animal, do composto e econômicos em condições tropicais. Juiz de Fora: Embrapa Gado de Leite, 2018. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-projetos/-/projeto/209863/sistema-compost-barn-caracterizacao-dos-parametros-de-qualidade-do-leite-e-mastite-reprodutivos-bem-estar-animal-do-composto-e-economicos-em-condicoes-tropicais>. Acesso em: 25 jul. 2020.

HOLLER, F. J.; SKOOG, D. A.; NIEMAN, T. A. **Princípios de análise instrumental**. 6. ed. Porto Alegre: Bookman, 2009. 1056 p.

HUBLIN, A.; SCHNEIDER, D. R.; DŽODAN, J. Utilization of biogas produced by anaerobic digestion of agro-industrial waste: energy, economic and environmental effects. **Waste Management & Research**, [s. l.], v. 32, n. 7, p. 626-633, jun. 2014.

IŞIK, M.; SPONZA, D. T. Substrate removal kinetics in an upflow anaerobic sludge blanket reactor decolorising simulated textile wastewater. **Process Biochemistry**, [s. l.], v. 40, n. 3-4, p. 1189-1198, mar. 2005.

JARRET, G.; CERISUELO, A.; PEU, P.; MARTINEZ, J.; DOURMAD, J. Impact of pig diets with different fibre contents on the composition of excreta and their gaseous emissions and anaerobic digestion. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, [s. l.], v. 160, p. 51-58, out. 2012.

KARLSSON, T.; KONRAD, O.; LUMI, M.; SCHMEIER, N. P.; MARDER, M., CASARIL, C. E.; KOCH, F. F.; PEDROSO, A. G. **Manual básico de biogás**. 1. ed. Lajeado: Editora da Univates, 2014. 69 p.

LASTELLA, G.; TESTA, C.; CORNACCHIA, G.; NOTORNICOLA, M.; VOLTASIO, F.; SHARMA, V. K. Anaerobic digestion of semi-solid organic waste: biogas production and its purification. **Energy Conversion and Management**, [s. l.], v. 43, n. 1, p. 63-75, jan. 2002.

LEE, S.; LEE, D. K. What is the proper way to apply the multiple comparison test?. **Korean Journal of Anesthesiology**, [s. l.], v. 71, n. 5, p. 353-360, 28 ago. 2018.

LI, C.; CHAMPAGNE, P.; ANDERSON, B. C. Effects of ultrasonic and thermo-chemical pre-treatments on methane production from fat, oil and grease (FOG) and synthetic kitchen waste (KW) in anaerobic co-digestion. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 130, p. 187-197, fev. 2013.

LIAO, P. H.; LO, K. V.; CHIENG, S. T. Effect of liquid—solids separation on biogas production from dairy manure. **Energy in agriculture**, v3: p. 61-69, 1984.

LIU, W.; CAI, W.; GUO, Z.; WANG, L.; YANG, C.; VARRONE, C.; WANG, A. Microbial electrolysis contribution to anaerobic digestion of waste activated sludge, leading to accelerated methane production. **Renewable Energy**, [s. l.], v. 91, p. 334-339, 2016.

MAPA. **Plano setorial de mitigação e de adaptação às mudanças climáticas para a consolidação de uma economia de baixa emissão de carbono na agricultura: plano ABC (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono)**. Brasília/DF: MAPA/ACS, p. 172, 2012.

MARIN, J.; KENNEDY, K. J.; ESKICIOGLU, C. Effect of microwave irradiation on anaerobic degradability of model kitchen waste. **Waste Management**, [s. l.], v. 30, n. 10, p. 1772-1779, out. 2010.

MAYA-ALTAMIRA, L.; BAUN, A.; ANGELIDAKI, I.; SCHMIDT, J. E. Influence of wastewater characteristics on methane potential in food-processing industry wastewaters. **Water Research**, [s. l.], v. 42, n. 8-9, p. 2195-2203, 2008.

MATOS, C. F., PINHEIRO, E. F. M., PAES, J. L., LIMA, E., CAMPOS, D. V. B. Avaliação do potencial de uso de biofertilizante de esterco bovino resultante do sistema de manejo orgânico e convencional da produção de leite. **Revista Virtual de Química**, [s. l.], vol. 9, n. 5, pp, set. 2017.

MEMBERE, E.; SALLIS, P. Effect of temperature on kinetics of biogas production from macroalgae. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 263, p. 410-417, set. 2018.

MIRANDA, A. P.; LUCAS JÚNIOR, J.; THOMAZ, M. C.; PEREIRA, G. T.; FUKAYAMA, E.H. 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. 47-56, fev. 2012.

MORAIS, N. W. S.; SILVA, A. S.; PEREIRA, E. L.; LEITÃO, R. C.; SANTOS, A. B. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbica e da produção de metano a partir da digestão anaeróbica do glicerol residual. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 30., 2019, Natal. **Anais [...]**. Natal: ABES, 2019. p. 1-7.

NAGUL, E. A.; MCKELVIE, I. D.; WORSFOLD, P.; KOLEV, S. D. The molybdenum blue reaction for the determination of orthophosphate revisited: opening the black box. **Analytica Chimica Acta**, [s. l.], v. 890, p. 60-82, ago. 2015.

NEIVA, R. **Brasil tem a primeira instalação de compost barn destinada à pesquisa**. Juiz de Fora: Embrapa Gado de Leite, 16 jun. 2020. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/53360675/brasil-tem-a-primeira-instalacao-de-compost-barn-destinada-a-pesquisa>. Acesso em: 25 jul. 2020.

NOPHARATANA, A.; PULLAMMANAPPALLIL, P. C.; CLARKE, W. P. Kinetics

and dynamic modelling of batch anaerobic digestion of municipal solid waste in a stirred reactor. **Waste Management**, [s. l.], v. 27, n. 5, p.595-603, jan. 2007.

OLIVEIRA, A. F. G. Testes estatísticos para comparação de médias. **Revista Eletrônica Nutritime**, [s. l.], v. 5, n. 6, p. 777-788, nov/dez 2008.

OLIVEIRA, M. S. “Tratamento de lixiviados de aterro sanitário combinando coagulação (sulfato de alumínio) e técnicas eletroquímicas (diamante dopado com boro)”. 2019. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Química, Universidade Federal de Goiás-Regional Catalão, Catalão, 2019.

OLIVEIRA, P. A. V. de; HIGARASHI, M. M. **Geração e utilização de biogás em unidades de produção de suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2006. 42 p.

ORRICO JÚNIOR, M. A. P.; ORRICO, A. C. A.; LUCAS JÚNIOR, J. Influência da relação volumoso: concentrado e do tempo de retenção hidráulica sob a biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 3, p. 386-394, jun. 2010.

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**, v. 29, n.3, p. 474-482, 2009.

ORRICO, A. C. A.; ORRICO JÚNIOR, M. A. P.; PREVIDELLI, M. A.; 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, 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, dez. 2007.

PALHARES, J. C. P. **Biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos**: aprendendo com o passado para entender o presente e garantir o futuro. [s. l.], 15 jan. 2008. Disponível em: [https://www.agrolink.com.br/colunistas/coluna/biodigestao-anaerobia-de-dejetos-de-suinos--aprendendo-com-o-passado-para-entender-o-presente-e-garantir-o-futuro\\_385188.html](https://www.agrolink.com.br/colunistas/coluna/biodigestao-anaerobia-de-dejetos-de-suinos--aprendendo-com-o-passado-para-entender-o-presente-e-garantir-o-futuro_385188.html). Acesso em: 3 fev. 2020.

PARK, J. G.; LEE, B.; PARK, H. R.; JUN, H.B. Long-term evaluation of methane production in a bio-electrochemical anaerobic digestion reactor according to the organic loading rate. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 273, p. 478-486, fev. 2019.

PARRALEJO, A. I.; ROYANO, L.; GONZÁLEZ, J.; GONZÁLEZ, J. F. Small scale biogas production with animal excrement and agricultural residues. **Industrial Crops and Products**, [s. l.], v. 131, p. 307-314, maio 2019.

PASSOS, F.; CORDEIRO, P. H. M.; BAETA, B. E. L.; AQUINO, S. F.; ELVIRA, S. I. P. Anaerobic co-digestion of coffee husks and microalgal biomass after thermal hydrolysis. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 253, p. 49-54, 2018.

- PHAM, C. H. ; TRIOLO, J. M. ; SOMMER, S. G. Sven G. Predicting methane production in simple and unheated biogas digesters at low temperatures. **Applied Energy**, [s. l.] v. 136, p. 1-6, set. 2014.
- PETRAVIĆ-TOMINAC, V.; NASTAV, N.; BULJUBAŠIĆ, M.; ŠANTEK, B. Current status of biogas production in Croatia. **Energy, Sustainability and Society**, [s. l.], v. 10, n. 1, p. 1-10, 2020
- RAMOS, F.; LANZA, T.; AZEREDO, E. **O censo agropecuário 2017 e a pecuária no Brasil**. Rio de Janeiro, 2018. Disponível em: <https://animalbusiness.com.br/colunas/zootecnia/o-censo-agropecuario-2017-e-a-pecuaria-no-brasil>. Acesso em: 28 jan. 2020.
- RAPOSO, F.; DE LA RUBIA, M. A.; FERNÁNDEZ-CEGRÍ, V.; BORJA, R. Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: an overview relating to methane yields and experimental procedures. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s. l.], v. 16, n. 1, p. 861-877, jan 2012.
- REGO, E. E.; HERNÁNDEZ, F. D. M. Eletricidade por digestão anaeróbia da vinhaça de cana-de-açúcar: contornos técnicos, econômicos e ambientais de uma opção. In: **AGRENER GD: CONGRESSO INTERNACIONAL SOBRE GERAÇÃO DISTRIBUÍDA E ENERGIA NO MEIO RURAL**, 6., 2006, Campinas. **Proceedings...** Campinas: UNICAMP, 2006.
- REIS, L. **Biogás no Brasil, história e perspectiva de futuro**. Foz do Iguaçu, 22 jan. 2020. Disponível em: <https://cibiogas.org/blog-post/biogas-no-brasil-historia-e-perspectiva-de-futuro>. Acesso em: 3 fev. 2020.
- RICO, C.; RICO, J. L.; LASA, C. Anaerobic digestion of the liquid fraction of dairy manure separated by screw pressing and centrifugation in a upflow anaerobic sludge blanket reactor at 25 °C. **Biosystems Engineering**, [s. l.], v. 112, n. 4, p. 344-351, ago. 2012.
- RODRIGUES, C. F. S.; LIMA, F. J. C.; BARBOSA, F. T. Importância do uso adequado da estatística básica nas pesquisas clínicas. **Brazilian Journal of Anesthesiology**, [s. l.], v. 67, n. 6, p. 619-625, nov/dez. 2017.
- ROSA, M. F.; SOUZA FILHO, M. S. M.; FIGUEIREDO, M. C. B.; MORAIS, J. P. S.; SANTAELLA, S. T.; LEITÃO, R. C. Valorização de resíduos da agroindústria. **II Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais–II SIGERA**. Foz do Iguaçu, v. 1, p. 98-105, 2011.
- RUIZ, R. L. **Microbiologia Zootécnica**. São Paulo: Roca, 1992. 314 p.
- SAFAR, K. M.; BUX, M. R.; ASLAM, U. M. Waste to energy: power generation potential of putrescible wastes by anaerobic digestion process at Hyderabad, Pakistan. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, [s. l.], v. 20, n. 2, 1239-1247, abr. 2018.
- SALOMON, K. R.; LORA, E. E. S. Estimate of the electric energy generating potential

for different sources of biogas in Brazil. **Biomass and Bioenergy**, [s. l.], v. 33, n. 9, p. 1101-1107, set. 2009.

SCARLAT, N.; DALLEMAND, J. F.; FAHL, F. Biogas: developments and perspectives in Europe. **Renewable Energy**, [s. l.], v. 129, p. 457-472, dez. 2018.

SÁNCHEZ, E.; BORJA, R.; WEILAND, P.; TRAVIESO, L.; MARTÍN, A. Effect of substrate concentration and temperature on the anaerobic digestion of piggery waste in a tropical climate. **Process Biochemistry**, [s. l.], v. 35, n. 5, p. 483-489, 20 dez. 2001.

SGANZERLA, E. **Biodigestor**: uma solução. Porto Alegre: Agropecuária, 1983. 86 p.

SILVA, F. S.; DA SILVA, L. D.; MACEDO, E. Q.; MENDES, P. B. Estudo de diferentes condições de preparo de amostra na determinação de nitrogênio total pelo método de kjeldahl. **Revista de Ciências Ambientais**, [s. l.] v. 10, n. 2, p. 07-20, 2016.

SILVA, M. L. B.; MEZZARI, M. P. Tratamento e purificação de biogás. In: KUNZ, A.; STEINMETZ, R.L.R.; AMARAL, A.C. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. 1. ed. Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2019. cap. IV, p. 69-93. ISBN 978-85-93823-01-5.

SILVA, E. M.; ROSTON, D. M. Tratamento de efluentes de sala de ordenha de bovinocultura: lagoas de estabilização seguidas de leito cultivado. **Eng. Agríc.**, Jaboticabal, v. 30, n. 1, p. 67-73, jan./fev. 2010.

SKOOG, D. A.; WEST, D. M.; HOLLER, F. J.; CROUCH, S. R. **Fundamentos de Química Analítica**. 8. ed. São Paulo: Thomson, 2006. 1124 p.

STARMILK (Céu Azul). **Institucional**. Céu Azul, c2018. Disponível em: <https://www.starmilk.com.br/institucional>. Acesso em: 22 fev. 2020.

STENSTROM, M. K.; NG, A. S.; BHUNIA, P. K.; ABRAMSON, S. D. Anaerobic digestion of municipal solid waste. **Journal of Environmental Engineering**, [s. l.], v. 109, n. 5, p. 1148-1158, out. 1983.

TORQUATO, L. D. M.; PACHIEGA, R.; CRESPI, M. S.; NESPECA, M. G.; OLIVEIRA, J. E.; MAINTINGUER, S. I. Potential of biohydrogen production from effluents of citrus processing industry using anaerobic bacteria from sewage sludge. **Waste Management**, [s. l.], v. 59, p. 181-193, 2017.

VALENTI, F.; ZHONG, Y.; SUN, M.; PORTO, S. M. C.; TOSCANO, A.; DALE, B. E.; SIBILLA, F.; LIAO, W. Anaerobic co-digestion of multiple agricultural residues to enhance biogas production in southern Italy. **Waste Management**, [s. l.], v. 78, p. 151-157, ago. 2018.

VENTORINO, V.; ROMANO, I.; PAGLIANO, G.; ROBERTIELLO, A.; PEPE, O. Pre-treatment and inoculum affect the microbial community structure and enhance the biogas reactor performance in a pilot-scale biodigestion of municipal solid waste. **Waste Management**, [s. l.], v. 73, p. 69-77, mar. 2018.

VERA-ROMERO, I.; JARAMILLO, M. E.; SORIANO, A. O.; VERA, C. G.; REYES, J. M. Theoretical estimation of CO<sub>2</sub>eq mitigation, implementing a landfill with capture of biogas applied to the lerma-chapala region in Michoacan, Mexico. **International Journal of Innovative Research in Engineering & Management**, [s. l.], v. 04, n. 02, p. 619-623, mar. 2017.

VIEIRA, S. **Teste de Tukey para comparação de médias**. São Paulo, 6 jun. 2016. Disponível em: <http://soniavieira.blogspot.com/2016/06/paraproceder-ao-teste-de-tukey-e.html>. Acesso em: 6 abr. 2020.

VINTILOIU, A.; LEMMER, A.; OECHSNER, H.; JUNGBLUTH, T. Mineral substances and macronutrients in the anaerobic conversion of biomass: an impact evaluation. **Engineering in Life Sciences**, [s. l.], v. 12, n. 3, p. 287-294, jun. 2012.

VON SPERLING, E. Hydropower in Brazil: Overview of positive and negative environmental aspects. **Energy Procedia**, [s. l.], v. 18, p. 110-118, 2012.

WANG, X.; YANG, G.; FENG, Y.; REN, G.; HAN, X. Optimizing feeding composition and carbon–nitrogen ratios for improved methane yield during anaerobic co-digestion of dairy, chicken manure and wheat straw. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 120, p. 78-83, set. 2012.

WILKEN, D.; RAUH, S.; BONTEMPO, G.; HOFMANN, F.; STRIPPEL, F.; KRAMER, A. **Biowaste to Biogas**. 2. ed. Angerbrunnenstraße: Michael Federau Graphik & Dtp, 2019. 68 p. Disponível em: <https://biowaste-to-biogas.com/Download/biowaste-to-biogas.pdf>. Acesso em: 18 fev. 2020.

XIE, S.; HAI, F. I.; ZHAN, X.; GUO, W.; NGO, H. H.; PRICE, W. E.; NGHIEM, L. D. Anaerobic co-digestion: a critical review of mathematical modeling for performance optimization. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 222, p. 498-512, dez. 2016.

ZAHAN, Z.; OTHMAN, M. Z.; MUSTER, T. H. Anaerobic digestion/co-digestion kinetic potentials of different agro-industrial wastes: a comparative batch study for C/N optimisation. **Waste Management**, [s. l.], v. 71, p. 663-674, jan. 2018.

ZHANG, D.; DUAN, N.; TIAN, H.; LIN, C.; ZHANG, Y.; LIU, Z. Comparing two enhancing methods for improving kitchen waste anaerobic digestion: bentonite addition and autoclaved de-oiling pretreatment. **Process Safety and Environmental Protection**, [s. l.], v. 115, p. 116-124, abr. 2018.

ZHANG, W.; LANG, Q.; WU, S.; LI, W.; BAH, H.; DONG, R. Anaerobic digestion characteristics of pig manures depending on various growth stages and initial substrate concentrations in a scaled pig farm in Southern China. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 156, p. 63-69, mar. 2014.

## ANEXOS

ANEXO I - Resultados do teste Tukey para as taxas de remoção expressa na forma de (1) DQO; (2) DBO e (3) STV.

	<b>Comparação Simultânea</b>	<b>Diferença de Médias</b>	<b>Relação Min.;Máx.</b>
(1)	R.2 - R.1	51,563	(42,972; 60,154)
	R.3 - R.1	60,166	(51,574; 68,757)
	R.4 - R.1	72,435	(63,844; 81,026)
	R.3 - R.2	8,603	(0,011; 17,194)
	R.4 - R.2	20,872	(12,281; 29,463)
	R.4 - R.3	12,269	(3,678; 20,860)
	<b>DMS</b>		8,584

	<b>Comparação Simultânea</b>	<b>Diferença de Médias</b>	<b>Relação Min.;Máx.</b>
(2)	R.2 - R.1	3,638	(-2,747; 10,023)
	R.3 - R.1	35,511	(29,126; 41,896)
	R.4 - R.1	44,055	(37,670; 50,440)
	R.3 - R.2	31,873	(25,487; 38,258)
	R.4 - R.2	40,417	(34,031; 46,802)
	R.4 - R.3	8,544	(2,159; 14,929)
	<b>DMS</b>		6,385

	<b>Comparação Simultânea</b>	<b>Diferença de Médias</b>	<b>Relação Min.;Máx.</b>
(3)	R.2 - R.1	12,645	(7,216; 18,074)
	R.3 - R.1	-13,100	(-18,529; -7,671)
	R.4 - R.1	-23,605	(-29,034; -18,176)
	R.3 - R.2	-25,745	(-31,174; -20,316)
	R.4 - R.2	-36,250	(-41,679; -30,821)
	R.4 - R.3	-10,505	(-15,934; -5,076)
	<b>DMS</b>		5,425



**ANEXO III** – Resultados das análises de Tukey, (1) demanda química de oxigênio; (2) sólidos totais voláteis; (3) alcalinidade; (4) ácidos voláteis; (5) remoção de DQO e (6) remoção de STV de reatores alimentados com dejetos bovinos de diferentes grupos de vacas leiteiras.

	Afluente			Efluente		
(1)	<b>Comparação Simultânea</b>	<b>Diferença de Médias</b>	<b>Relação Mín.;Máx.</b>	<b>Comparação Simultânea</b>	<b>Diferença de Médias</b>	<b>Relação Mín.;Máx.</b>
	G.2 - G.1	-4,835	(-4,860; -4,811)	G.2 - G.1	-0,170	(-0,259; -081)
	G.3 - G.1	5,200	(5,176; 5,224)	G.3 - G.1	-4,670	(-4,759; -4,581)
	G.3 - G.2	10,035	(10,011; 10,060)	G.3 - G.2	-4,500	(-4,589; -4,411)
	<b>DMS</b>		0,024	<b>DMS</b>		0,089
(2)	<b>Comparação Simultânea</b>	<b>Diferença de Médias</b>	<b>Relação Mín.;Máx.</b>	<b>Comparação Simultânea</b>	<b>Diferença de Médias</b>	<b>Relação Mín.;Máx.</b>
	G.2 - G.1	-2,433	(-2,481; -2,385)	G.2 - G.1	-1,205	(-1,990; -0,420)
	G.3 - G.1	-2,904	(-2,953; -2,856)	G.3 - G.1	-2,204	(-2,989; -1,419)
	G.3 - G.2	-0,471	(-0,520; -0,423)	G.3 - G.2	-0,999	(-4,589; -4,411)
	<b>DMS</b>		0,048	<b>DMS</b>		0,785
(3)	<b>Comparação Simultânea</b>	<b>Diferença de Médias</b>	<b>Relação Mín.;Máx.</b>	<b>Comparação Simultânea</b>	<b>Diferença de Médias</b>	<b>Relação Mín.;Máx.</b>
	G.2 - G.1	454,10	(410,50; 497,70)	G.2 - G.1	255,00	(176,80; 333,20)
	G.3 - G.1	179,4	(135,8; 222,90)	G.3 - G.1	-520,00	(-598,2; -441,80)
	G.3 - G.2	-274,7	(-318,3; -231,20)	G.3 - G.2	-775,00	(-853,20; -696,80)
	<b>DMS</b>		43,550	<b>DMS</b>		78,16
(4)	<b>Comparação Simultânea</b>	<b>Diferença de Médias</b>	<b>Relação Mín.;Máx.</b>	<b>Comparação Simultânea</b>	<b>Diferença de Médias</b>	<b>Relação Mín.;Máx.</b>
	G.2 - G.1	351,5	(300,36; 402,64)	G.2 - G.1	183,88	(142,13; 225,63)
	G.3 - G.1	146,9	(95,76; 198,04)	G.3 - G.1	52,96	(11,21; 94,71)
	G.3 - G.2	-204,7	(-255,84; -153,561)	G.3 - G.2	-130,92	(-172,67; -89,17)
	<b>DMS</b>		51,14	<b>DMS</b>		41,73
(5)	<b>Comparação Simultânea</b>	<b>Diferença de Médias</b>	<b>Relação Mín.;Máx.</b>			
	G.2 - G.1	-9,168	(-9,498; -8,838)			
	G.3 - G.1	20,661	(20,331; 20,991)			
	G.3 - G.2	29,829	(29,499; 30,159)			
	<b>DMS</b>		0,328			
(6)	<b>Comparação Simultânea</b>	<b>Diferença de Médias</b>	<b>Relação Mín.;Máx.</b>			
	G.2 - G.1	-0,4386	(-0,6784; -0,1988)			
	G.3 - G.1	3,8598	(3,6200; 4,0996)			
	G.3 - G.2	4,2984	(4,0586; 4,5382)			
	<b>DMS</b>		0,2398			