



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
AMBIENTAL

MILLA GOMES ALBUQUERQUE

AVALIAÇÃO DE DEJETOS DE CACHORROS PARA FINS
ENERGÉTICOS E APROVEITAMENTO DO BIOSSÓLIDO

RECIFE – PE

MAIO/2022

MILLA GOMES ALBUQUERQUE

AVALIAÇÃO DE DEJETOS DE CACHORROS PARA
FINS ENERGÉTICO E APROVEITAMENTO DO
BIOSSÓLIDO

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal Rural de Pernambuco, para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Área de Concentração: Tecnologia e Gestão do Meio Ambiente

Linha de Pesquisa: Controle e Remediação da Poluição.

Orientador: Prof. Dr. Valmir Cristiano Marques de Arruda

Coorientador: Prof. Dr. André Felipe de Melo Sales Santos

RECIFE – PE

MAIO/2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Sistema Integrado de Bibliotecas
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- A345a Albuquerque, Milla Gomes
 AVALIAÇÃO DE DEJETOS DE CACHORROS PARA FINS ENERGÉTICOS E APROVEITAMENTO DO
 BIOSSÓLIDO / Milla Gomes Albuquerque. - 2022.
 70 f. : il.
- Orientador: Valmir Cristiano Marques de Arruda.
 Coorientador: Andre Felipe de Melo Sales Santos.
 Inclui referências.
- Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, , Recife, 2022.
1. Animais domésticos. 2. Aproveitamento energético. 3. Metano. 4. Potencial de geração de metano. I. Arruda, Valmir Cristiano Marques de, orient. II. Santos, Andre Felipe de Melo Sales, coorient. III. Título

CDD

MILLA GOMES ALBUQUERQUE

AVALIAÇÃO DE DEJETOS DE CACHORROS PARA FINS DE VALORIZAÇÃO
ENERGÉTICA E APROVEITAMENTO DO BIOSSÓLIDO

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal Rural de Pernambuco, para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental. Área de concentração: Tecnologia e Gestão do Meio Ambiente; Linha de Pesquisa: Controle e Remediação da Poluição.

Aprovada em _____ de _____ de 2022

Prof. Dr. Valmir Cristiano Marques de Arruda (Orientador)

Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof. Dr. André Felipe de Melo Sales Santos (Coorientador)

Universidade Federal Rural de Pernambuco

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dra. Líliliana Andréa dos Santos (Membro Externo)

Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dra. Rossanna Barbosa Pragana (Membro Interno)

Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof. Dra. Rosângela Gomes Tavares (Membro Interno)

Universidade Federal Rural de Pernambuco

À Deus, pela sua misericórdia em minha vida e ao meu marido, companheiro e maior apoiador da minha vida profissional. Obrigada por tudo.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, que em sua misericórdia me concedeu ingressar, desenvolver e finalizar o mestrado, mesmo diante das dificuldades da pandemia.

Ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental (PPEAM) da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), por dar a estrutura necessária para o desenvolvimento dessa pesquisa.

À Fundação de Amparo a Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE), pelo auxílio financeiro durante os dois anos de pesquisa, possibilitando o desenvolvimento do trabalho de forma presencial.

Ao meu Orientador, Prof. Valmir Cristiano Marques de Arruda, pela sua colaboração e disposição em me mostrar os caminhos a serem trilhados durante a jornada de desenvolvimento da dissertação.

Ao meu Coorientador, Prof. André Felipe de Melo Sales Santos, pela sua orientação na minha pesquisa, onde dispôs de uma grande gama de trabalhos e possibilidades quando foi necessário uma mudança de planos na dissertação.

Ao meu marido, Geraldo José, pela presença e apoio na minha vida de estudos, desde a escola sendo meu maior incentivador, além de todo o carinho e amor diário, que contribuíram para uma vida estável nessa caminhada acadêmica.

Aos meus pais, por todo apoio e incentivo que sempre me deram nos estudos.

Ao meu colega Fabio Ferreira Batista, por toda a disponibilidade e ajuda durante o processo de desenvolvimento da parte prática da pesquisa.

À Técnica Patrícia do Laboratório de Saneamento Ambiental (LABSAN) do Departamento de Tecnologia Rural da UFRPE, por toda ajuda e paciência comigo durante as análises físico-químicas.

À Prof^a. Liliana Andréa Santos, por ter disponibilizado o Laboratório da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), para a realização dos testes de potencial de metano (BMP) e pelo apoio.

A todos os militares do Canil do Corpo de Bombeiros de Pernambuco (CBPE), pela disposição e boa vontade em me ajudar na coleta dos dejetos dos cachorros.

*“No meio da dificuldade
encontra-se a oportunidade.”*

Albert Einstein.

RESUMO

Em 2018, relatou-se que no Brasil existia uma população de 54,2 milhões de cachorros, que se encontravam em residências, canis, centros de controle de zoonoses (CCZ), organizações da sociedade voltadas para o resgate de animais (ONGs de pets) e alguns em situação de rua, também foi relatado o quantitativo de dejetos gerados por estes animais que foi uma média 340 g/dia de dejetos. A problemática foi exaltada devido aos problemas referentes à questão sanitária e à produção de gases de efeito estufa, porém percebeu-se também que era necessário se dar uma atenção às questões referentes a proliferação de doenças de cunho zoonótico. Um tipo de tratamento para os dejetos é o processo de digestão anaeróbia da matéria orgânica presente na biomassa. Diante do contexto descrito, se fez necessário produzir informações relativas ao potencial de produção de CH₄ dos dejetos de cachorros, tendo em vista a sua valorização energética e adequada disposição no meio ambiente. Esta produção pode ser estimada com auxílio de ensaios de potencial bioquímico de metano (BMP) que avaliam a capacidade de degradação de substratos sólidos ou líquidos através da geração de biogás e CH₄ sob condições padrões, atestando através da modelagem cinética baseada no potencial de biogás e CH₄ máximos dos substratos. Para isso se propôs determinar a geração *per capita* dos dejetos produzidos pelos cachorros, pertencentes ao Canil do Corpo de Bombeiros de Pernambuco; caracterizar estes dejetos através de testes físico-químicos; avaliar o potencial de produção de CH₄ e biogás por meio de testes de Potencial Bioquímico de Metano (BMP) em escala de laboratório; testar 05 modelos cinéticos (primeira ordem, logístico, Gompertz modificado, Fitzhugh e cone) a partir dos dados experimentais; e, por fim, propor uma alternativa de manejo sanitário mais adequado para o bio sólido de acordo com os resultados da pesquisa. Os resultados obtidos foram que os cachorros têm uma produção *per capita* de 215,8 g/dia. A caracterização físico-química resultou em valores de pH, condutividade elétrica, umidade, sólidos totais, DQO, alcalinidade e outros de 7,58, 7053 ms/cm, 67,44%, 32,56%, 4311,11 mgO₂L⁻¹ e 3103,54 mgCaCO₃L⁻¹, respectivamente; O potencial de metano encontrado foi de 99,63 Nml.gSV⁻¹ (com bicarbonato) e 123,79 Nml.gSV⁻¹ (sem bicarbonato); os dejetos de cachorros produziram uma elevada concentração de metano de aproximadamente 79%, e em relação aos parâmetros cinéticos estudados, percebeu-se que o Modelo do Cone serviu perfeitamente para as configurações com e sem bicarbonato, porém em termo de complexidade, o Modelo de Gompertz já atenderia muito bem ambos os casos por ser um modelo mais simples, o que facilita as etapas de simulação e scale up para projeto de reatores futuros. Com isso, percebeu-se que os dejetos de cachorros são excelentes substratos para a digestão anaeróbia; os modelos cinéticos testados apresentaram excelentes ajustes com os dados experimentais; a introdução do bicarbonato de sódio apresentou impacto negativo no potencial geração de metano, porém o bicarbonato mostrou resultados positivos na velocidade da biodegradação, no tempo de estabilização da matéria orgânica; e que o bio sólido obtido no final do processo necessita de maiores estudos futuros devido ao resíduo da pesquisa ter sido seco a 105 °C e em escala real necessitaria de uma análise in natura.

Palavras-chave: animais domésticos; aproveitamento energético; metano; potencial de geração de metano

ABSTRACT

In 2018, it was reported that in Brazil there was a population of 54.2 million dogs, which were found in homes, kennels, zoonosis control centers (CCZ), society organizations dedicated to the rescue of animals (pet ONGs) and some in street situation, it was also reported the amount of waste generated by these animals that was an average of 340 g/day of waste. The problem was exalted due to the problems related to sanitary issues and the production of greenhouse gases, but it was also realized that it was necessary to pay attention to issues related to the proliferation of zoonotic diseases. One type of treatment for the waste is the process of anaerobic digestion of organic matter present in the biomass. Given the context described, it was necessary to produce information on the potential production of CH₄ from dog waste, in view of its energy recovery and proper disposal in the environment. This production can be estimated with the help of biochemical methane potential (BMP) tests that evaluate the capacity of solid or liquid substrates degradation through the generation of biogas and CH₄ under standard conditions, attesting through kinetic modeling based on the maximum biogas and CH₄ potential of the substrates. For this, it was proposed to determine the per capita generation of waste produced by dogs, belonging to the Kennel of the Fire Department of Pernambuco; to characterize these waste through physical-chemical tests; to evaluate the potential of CH₄ and biogas production through Biochemical Methane Potential (BMP) tests in laboratory scale; test 05 kinetic models (first order, logistic, modified Gompertz, Fitzhugh and cone) from the experimental data; and, finally, propose a more appropriate alternative sanitary management for the biosolids according to the research results. The results obtained were that the puppies have a per capita production of 215.8 g/day. The physicochemical characterization resulted in pH, electrical conductivity, moisture, total solids, COD, alkalinity and others values of 7.58, 7053 ms/cm, 67.44%, 32.56%, 4311.11 mgO₂L⁻¹ and 3103.54 mgCaCO₃L⁻¹, respectively; The methane potential found was 99.63 Nml.gSV⁻¹ (with bicarbonate) and 123.79 Nml. gSV⁻¹ (without bicarbonate); the dog manure produced a high concentration of methane of approximately 79%, and in relation to the kinetic parameters studied, it was realized that the Cone Model was perfectly suited for the configurations with and without bicarbonate, but in terms of complexity, the Gompertz Model would already meet very well both cases for being a simpler model, which facilitates the stages of simulation and scale up for future reactor design. With this, it was realized that dog manure is an excellent substrate for anaerobic digestion; the tested kinetic models presented excellent fits with the experimental data; the introduction of sodium bicarbonate presented a negative impact on the potential methane generation, but the bicarbonate showed positive results in the speed of biodegradation, the stabilization time of organic matter and that the biosolid obtained at the end of the process needs further studies because the residue of the research was dried at 105 °C and in real scale would require an in natura analysis.

Keywords: Domestic animals; energy use; metano; methane generation potential

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1 - Canis registrados nos últimos cinco anos no Brasil (a) e em Pernambuco (b) ..21 | 21 |
| Figura 2 - Etapas bioquímicas da produção de biogás27 | 27 |
| Figura 3 - Localização do Canil do Corpo de Bombeiros32 | 32 |
| Figura 4 - Foto do Canil do Corpos de Bombeiro de Pernambuco32 | 32 |
| Figura 5 - Cachorros do Canil do Corpo de Bombeiros33 | 33 |
| Figura 6 - Processo de preparação das amostras34 | 34 |
| Figura 7 - Esquema do reator para Potencial Bioquímico de Metano37 | 37 |
| Figura 8 - Etapas dos testes BMP37 | 37 |
| Figura 9 - Etapas do experimento39 | 39 |
| Figura 10 - Volume acumulado de biogás (a) e metano (b)48 | 48 |
| Figura 11 - Potencial de biogás (a) e metano (b) para os dejetos com e sem bicarbonato ...49 | 49 |
| Figura 12 - Potencial máximo (médio) de biogás e metano para os dejetos com e sem bicarbonato50 | 50 |
| Figura 13 - Porcentagem médias CH ₄ e CO ₂50 | 50 |
| Figura 14 - Taxa de geração diária de biogás para dejetos com bicarbonato (a) e sem bicarbonato (b)51 | 51 |
| Figura 15 - Comportamento dos modelos cinéticos avaliados em relação aos dados experimentais obtidos para as configurações com bicarbonato (a) e sem bicarbonato (b) ..52 | 52 |
| Figura 16 - Características do bioossólido gerado58 | 58 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| Tabela 1 - Produção média diária de dejetos para um animal adulto | 21 |
| Tabela 2 - Classificação das bactérias promotoras da digestão anaeróbia | 27 |
| Tabela 3 - Parâmetros que interferem em um biodigestor | 27 |
| Tabela 4 - Parâmetros que interferem no processo de digestão anaeróbia | 29 |
| Tabela 5 - Concentração dos gases que constituem o biogás | 30 |
| Tabela 6 - Produção média de biogás | 31 |
| Tabela 7 - Caracterização físico-química dos substratos e inóculos | 35 |
| Tabela 8 – Metodologias utilizadas para a caracterização físico-química..... | 36 |
| Tabela 9 - Planejamento experimental utilizado no teste de BMP (Configurações experimentais) | 38 |
| Tabela 10 - Cinco modelos cinéticos | 42 |
| Tabela 11 – Geração <i>per capita</i> dos animais avaliados e dados médios..... | 44 |
| Tabela 12 – Caracterização físico-química dos resíduos de cachorros..... | 45 |
| Tabela 13 - Caracterização físico-química dos lodo granular..... | 45 |
| Tabela 14 - Tempo de detenção hidráulica em pontos-chave da produção total de biogás ... | 51 |
| Tabela 15 - Parâmetros cinéticos e estatísticos dos modelos para cada configuração experimental | 53 |
| Tabela 16 - Teste de Tukey para o potencial de geração de metano comparando estatisticamente as configurações experimentais com e sem bicarbonato | 54 |
| Tabela 17 - Resultados médios da caracterização final dos BMPs..... | 54 |
| Tabela 18 - Resumo dos resultados gerais mais importantes obtidos nos testes de BMP para obtenção do potencial de biogás e metano de resíduos de cachorro (com e sem bicarbonato) | 55 |

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais

AGV – Ácidos Graxos Voláteis

AT – Alcalinidade Total

BCb – Branco com bicarbonato

BMP – Potencial bioquímico de metano

BSb – Branco sem bicarbonato

C – Carbono

CCZ – Centro de controle de zoonoses

CH₄ – Metano

CO₂ – Dióxido de carbono

COT – Carbono Orgânico Total

DCb – Dejeito com bicarbonato

DSb – Dejeito sem bicarbonato

DQO – Demanda Química de Oxigênio

FDA – Fibra detergente ácido

FDN – Fibra detergente neutro

GEE – Gases de efeito estufa

H – Hidrogênio

HS – Hássio

H₂SO₄ – Ácido sulfúrico

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ITEP – Instituto de Tecnologia de Pernambuco

LV – Leishmaniose viral

N – Nitrogênio

NT – Nitrogênio total

N₂O – Óxido nitroso

OMS – Organização Mundial da Saúde

ONG – Organização não governamental

pH – Potencial hidrogênico

RSU – Resíduo sólido urbano

S - Enxofre

ST – Sólidos totais

STV – Sólidos totais voláteis

STF – Sólidos totais fixos

TR – Tempo de retenção

TRH – Tempo de retenção hidráulico

TRS – Tempo de retenção de sólidos

UFPE – Universidade Federal de Pernambuco

UFRPE – Universidade Federal Rural de Pernambuco

Sumário

| | |
|--|-----------|
| 1. INTRODUÇÃO | 16 |
| 2. OBJETIVOS | 19 |
| 2.1 <i>Objetivo geral.....</i> | 19 |
| 2.2 <i>Objetivos específicos</i> | 19 |
| 3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA..... | 20 |
| 3.1 <i>Quantitativo de cachorros no Brasil e geração per capita.....</i> | 20 |
| 3.2 <i>Questões sanitárias e doenças zoonóticas</i> | 21 |
| 3.3 <i>Tecnologias para o tratamento de resíduos de animais.....</i> | 23 |
| 3.4 <i>Biomassa e metano como fonte de energia</i> | 24 |
| 3.5 <i>Digestão anaeróbia</i> | 25 |
| 3.6 <i>Parâmetros que interferem na digestão anaeróbia.....</i> | 27 |
| 3.7 <i>Biogás.....</i> | 30 |
| 4. METODOLOGIA..... | 32 |
| 4.1 <i>Área de estudo</i> | 32 |
| 4.2 <i>Resíduo: origem e obtenção</i> | 33 |
| 4.2.1 <i>Preparação das amostras.....</i> | 34 |
| 4.3 <i>Inóculo: Origem e obtenção.....</i> | 35 |
| 4.4 <i>Caracterização físico-química</i> | 35 |
| 4.5 <i>Ensaio para Potencial Bioquímico de Metano (BMP).....</i> | 36 |
| 4.5.1 <i>Etapas do ensaio BMP</i> | 37 |
| 4.5.1.1 <i>Teste de vedação dos reatores.....</i> | 37 |
| 4.5.1.2 <i>Preenchimento dos reatores</i> | 38 |
| 4.5.1.3 <i>Montagem do experimento</i> | 38 |
| 4.5.1.4 <i>Monitoramento do ensaio BMP.....</i> | 39 |
| 4.5.2 <i>Conversão do volume do biogás (Vg)</i> | 40 |
| 4.5.3 <i>Avaliação do potencial de geração do biogás e metano</i> | 40 |
| 4.5.4 <i>Determinação da composição do biogás</i> | 41 |
| 4.6 <i>Finalização dos ensaios BMP</i> | 41 |
| 4.7 <i>Análise cinética</i> | 42 |
| 4.8 <i>Análise estatística.....</i> | 43 |
| 4.9 <i>Proposta de biossólido</i> | 43 |
| 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO..... | 44 |

| | |
|---|-----------|
| <i>5.1 Determinações da produção per capita</i> | 44 |
| <i>5.2 Análise da caracterização físico-química do substrato</i> | 45 |
| <i>5.3 Análise da caracterização físico-química do inóculo</i> | 47 |
| <i>5.4 Volume acumulado de biogás</i> | 48 |
| <i>5.5 Potencial de biogás e de metano</i> | 48 |
| <i>5.6 Percentagem de metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂)</i> | 50 |
| <i>5.7 Taxa de geração diária de biogás</i> | 51 |
| <i>5.8 Modelos e parâmetros cinéticos</i> | 52 |
| <i>5.9 Estatística</i> | 53 |
| <i>5.10 Caracterização final do BMP</i> | 54 |
| <i>5.11 Resumo dos resultados de biogás e metano</i> | 55 |
| <i>5.12 Proposta de alternativa de manejo sanitário para o biossólido</i> | 56 |
| 6. CONCLUSÕES | 60 |
| 7. REFERÊNCIAS | 61 |

1. INTRODUÇÃO

A produção de resíduos sólidos urbanos (RSU) mostra-se em aumento ao longo dos anos no Brasil, superando o crescimento populacional no país (VENTURA e SUQUISAQUI, 2020). Dentre os RSU, verifica-se que mais de 45% de todo o resíduo gerado no Brasil é caracterizado por matéria orgânica, conhecido como resíduos sólidos orgânicos (ABRELPE, 2020), onde muitos destes poderiam ser aproveitados para a compostagem ou reaproveitamento do bio-sólido, já que ao final são geradores de gases de efeito estufa (GEE).

Visto a necessidade do uso de resíduos orgânicos para a compostagem ou uso do bio-sólido diante do cenário nacional, pode-se citar como exemplo o uso de dejetos de cachorros. Porém os resíduos desses animais são pouco propensos na utilização para o uso na compostagem, visto que a contaminação pelas fezes pode se tornar um risco socioambiental (FLORES, 2011), e principalmente a compostagem realizada no quintal de casa, pois dificilmente estas composteiras atingem temperaturas suficientes para matar patógenos (CHRISTY, 2013).

Dentre os resíduos sólidos gerados no ambiente urbano, ocorrem os resíduos de animais domésticos e aqueles presentes livres ou abandonados em vias públicas. Os animais domésticos (pets) vêm crescendo em interesse por parte da população que cada vez mais optam em “tutoriar” diversos tipos de animais, inclusive exóticos. Existe então, uma grande diversidade de animais tais como: caninos, felinos, pássaros, répteis, peixes e anfíbios, que são comuns no “ecossistema urbano” e, sobretudo, encontram-se muito presentes nas residências das grandes cidades. Sendo, pois os resíduos oriundos de suas necessidades fisiológicas de rotina gerados em enormes quantidades diariamente. Além desses geradores dispersos, ocorre a geração concentrada de dejetos em clínicas veterinárias, canis (criadores), centros de controle de zoonoses (CCZ) e organizações da sociedade voltadas para o resgate de animais (ONGS de pets), onde existe um número maior de animais presentes e cuja problemática da destinação destes fica mais evidente.

No Brasil, o quantitativo de caninos estimou-se em um total de 54,2 milhões de cachorros (INSTITUTO BRASIL PET, 2018). Esse alto número reflete do processo de crescimento populacional, onde o estilo de vida da população alterou-se, de forma que os animais domésticos estão cada vez mais presentes nos lares brasileiros. Isso demonstra a necessidade de todos os cuidados com os animais e com os resíduos gerados por estes, já que o mau gerenciamento de dejetos traz como consequência problemas sanitários. Nota-se que tal

fato se mostra de forma corriqueira, independentemente do tipo de animal que seja criado em um local, de modo que se observa uma produção diária de dejetos de 10 kg, 15 kg, 2,5 kg, 0,18 kg e 0,4 kg para bovinos, búfalos, porcos, galinhas e homem, respectivamente (BARREIRA, 2011), para os cachorros constatou-se uma geração de 0,34 kg/dia (LOVERING, 2018).

Dos Passos e Martins (2020) relataram que mais de 70% das doenças humanas possuem caráter zoonótico. Muitas pandemias surgiram a partir do impacto antrópico na natureza e nos animais, como as influências aviária e suína, zika vírus, SARS, HIV, entre outros (ZANELA, 2016), dentre estas doenças está a Sars-CoV-2 (COVID-19) que teve surgimento no Mercado de Frutos do Mar de Huanan, em Wuhan, na China, e, devido a comercialização de animais, e ao alto número de infectados, supõe-se a hipótese de transmissão zoonótica do vírus (MACEDO JUNIOR, 2020).

De forma geral, as doenças mais frequentes advindas de animais são: raiva (cachorros, gatos e morcegos), leptospirose (roedores), toxoplasmose (aves) (SANTOS e BRAGA, 2021). Dessa forma, a crescente geração de dejetos provenientes de cachorros pode levar a problemas ambientais e sanitários, principalmente em ambientes urbanos, visto que estes são resíduos portadores de elevada população de bactérias e agentes patogênicos (OKOROIGWE et al., 2014).

Além da questão sanitária, nota-se o problema da emissão de gases de efeito estufa, gerados a partir do inadequado manejo de dejetos e, sobretudo da deposição final destes.

No ambiente urbano doméstico (dentro das residências) os dejetos de animais são preponderantemente considerados, como resíduo sólido urbano comum, que tem como destinação final os aterros sanitários ou lixões. Outra destinação comum é nos efluentes sanitários (vaso sanitário) levando também a dispersão de doenças de natureza zoonótica. No ambiente urbano externo (logradouros e espaços públicos) em geral há também a dispersão de dejetos de animais domésticos e aqueles que estão abandonados nas vias públicas, sendo que esses rejeitos acabam sendo tratados como resíduos de varrição e destinados aos aterros sanitários/lixões ou ainda arrastados pelas águas pluviais para os sistemas de drenagem urbana, alcançando os mananciais superficiais e subterrâneos.

A busca por fontes de energias renováveis para a troca por energias tradicionais intensificou-se devido a conscientização do ser humano em cuidar do meio ambiente. Uma alternativa encontrada que se mostrou viável foi a geração de biogás a partir da digestão anaeróbia no tratamento de resíduos, com uso de biodigestores (PENTEADO et al., 2018).

A digestão anaeróbia pode ser vista como um tratamento para a redução da carga orgânica e patogênica de dejetos de diversos tipos de resíduos e dejetos de animais. Como

subprodutos obtemos energia renovável, o biogás (que pode ser utilizado como fonte de calor/energia) e lodos digeridos (que podem ser utilizados como biofertilizante), um produto resultante do processo rico em nutrientes que pode ser utilizado na área agrícola (LIN et al., 2018). Entretanto, deve-se observar que para dejetos de animais a presença de organismos patogênicos no lodo digerido nos digestores anaeróbios requererá uma atenção quanto a sua disposição e tratamento finais visto que podem ser fontes de dispersão de doenças zoonóticas.

Por sua vez o biogás (mistura gasosa que contém em sua maior parte metano e dióxido de carbono) quando utilizado como meio de obtenção de energia elétrica, possui um potencial de reduzir a poluição dos gases de efeito estufa (GEE) lançados na atmosfera.

Uma maneira de incentivar o tratamento e correta destinação de dejetos de animais é mostrar o potencial energético destes, a fim de agregar informações interessantes para o desenvolvimento sustentável de uma sociedade. Então, uma forma de estimar a produção de biogás de cada tipo de resíduo pode ser vista em testes laboratoriais como o ensaio Biochemical Methane Potential (BMP), neste se pode calcular a produção específica de metano por unidade de carga orgânica (Sólidos Voláteis ou DQO) a partir do uso de inóculo e de substrato (GUERI et al., 2018).

Com o conhecimento potencial de geração de metano será possível determinar diversos parâmetros, tais como os cinéticos, que serão a base para dimensionamentos de biorreatores com maior capacidade e especificidade, em termos da engenharia, e de proporcionar melhores resultados na digestão anaeróbia desses resíduos ainda pouco estudados.

2. OBJETIVOS

2.1 *Objetivo geral*

Avaliar de forma quantitativa e qualitativa o potencial de geração de biogás e metano a partir da digestão anaeróbia dos dejetos de cachorros, para fins de valorização energética.

2.2 *Objetivos específicos*

- Determinar a produção *per capita* dos dejetos produzidos por cachorros;
- Caracterizar os dejetos destes animais através de testes físico-químicos;
- Avaliar o potencial e condições de geração de biogás e metano através do teste de Potencial Bioquímico de Metano (BMP) de dejetos de cachorros;
- Testar 05 modelos cinéticos (primeira ordem, logístico, Gompertz modificado, Fitzhugh e cone) a partir dos dados obtidos para os potenciais de metano dos dejetos de cachorro e identificar o melhor modelo;
- Propor uma alternativa de manejo sanitário mais adequado para o biossólido advindo dos dejetos de cachorro após a digestão anaeróbia, alinhadas aos resultados da pesquisa.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

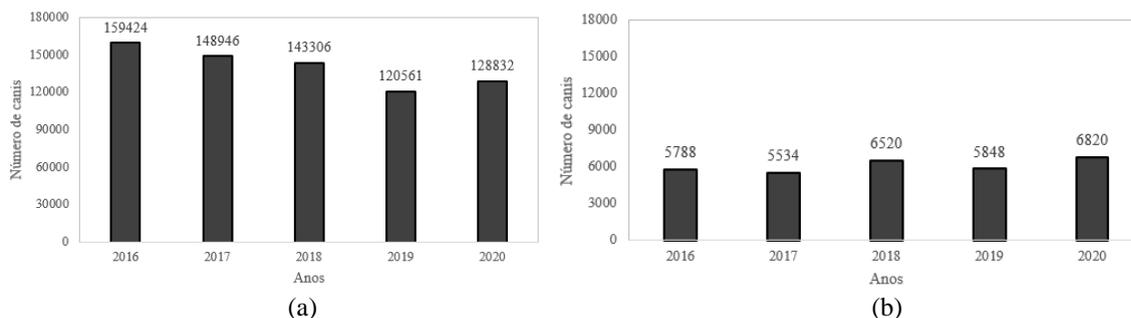
3.1 *Quantitativo de cachorros no Brasil e geração per capita*

Os cachorros são considerados como família em lares brasileiros, com isso houve um crescimento no número destes animais nas últimas décadas (MAZON e MOURA, 2017), tanto que o IBGE relata que há mais cachorros que crianças nos lares (RITTO e ALVARENGA, 2015). O número de animais domésticos existentes no Brasil entre 2013 a 2018 subiu uma média de 5,20%, este dado mostrou que os cachorros predominam as residências com um total de 54,2 milhões (INSTITUTO BRASIL PET, 2018).

Apesar da presença de cachorros nos lares apresentarem benefícios para a saúde mental dos seres humanos, estes podem representar perigo quando possuem parasitas (FLORES, 2011). Nas cidades calcula-se que se tenha um cão a cada cinco habitantes, porém 10% destes animais encontram-se abandonados, trazendo perdas aos municípios e à sociedade, devido aos danos ambientais e à saúde da população, além do fator agravante da superlotação de animais em Centros de Controle de Zoonoses (CCZ), o que acarreta em uma maior dificuldade em manejar e levar qualidade de vida para animais domésticos (ARRUDA e FURTADO, 2017).

O abandono de cachorros pode ser originado devido aos problemas relacionados ao comportamento do animal, ao custo da criação ou à falta de conhecimento sobre as obrigações que a pessoa tem sobre esse animal (ALVES et al., 2013). Segundo Scheffer (2018), há estudos da World Veterinary Association que mostram que existem aproximadamente 200 milhões de cachorros abandonados no mundo, sendo 30 milhões só no Brasil.

De acordo com a Confederação Brasileira de Cinofilia, em 2020 foram registrados 128.832 clubes no Brasil, percebendo-se uma queda de quase 20% em relação ao ano de 2016 (Figura 1a), sendo em Pernambuco um total de 6.820 canis em 2020 (Figura 1b), cenário em que houve um aumento em relação a 2016. Foi possível perceber que o maior número de registros de canil foi das raças Shih-tzu, Spitz Alemão Anão, Buldogue Francês, Yorkshire Terrier e Pug, com um total de 1.347, 1.284, 598, 401 e 364 canis em Pernambuco, respectivamente (CBKC, 2020).

Figura 1. Canis registrados nos últimos cinco anos no Brasil (a) e em Pernambuco (b)

Fonte: CKBC (2020)

De acordo com Lovering (2018), um cão produz em média 124 kg/ano de dejetos, o que corresponde a 340 g/dia.animal. Para efeito de comparação, pode-se visualizar (Tabela 1) a produção de dejetos de outros animais, como no trabalho de Sganzerla (1983), onde mostrou uma alta quantidade de dejetos para os bovinos e os equinos, com média de 10 kg/dia de dejetos produzidos, e isso mostra um problema de contaminação do lençol freático, dos corpos hídricos e do solo, além de acentuar os problemas sanitários por meio da proliferação de bactérias (SANTOS e JUNIOR, 2013).

Tabela 1. Produção média diária de dejetos para um animal adulto

| Animais | Média de produção de dejetos (kg/dia) |
|---------|---------------------------------------|
| Bovinos | 10 |
| Equinos | 10 |
| Suínos | 2,25 |
| Ovinos | 2,8 |
| Aves | 0,18 |

Fonte: Adaptado de Sganzerla (1983)

3.2 Questões sanitárias e doenças zoonóticas

A problemática da geração de resíduos apresenta-se de forma acentuada devido ao atual estilo de vida adotado pela sociedade, como a diminuição do tamanho da família e aumento da busca por cachorros e gatos de estimação (SILVA et al., 2010). Assim, os animais domésticos presentes em maior número no dia a dia, mostram consequências como a transmissão de doenças direta ou indiretamente para os seres humanos. São estas: ancilostomíase, raiva, sarna,

entre outras, o que pode ser um problema caso não haja o correto descarte destes dejetos (FERREIRA E TAMBOUGI, 2016).

Os animais transmitem doenças de cunho zoonótico, porém a falta de higiene das pessoas e manejo inadequado dos dejetos agrava esta transmissão, fazendo que continue sendo propagada (PAIVA et al., 2014). Os cachorros possuem vários parasitos que quando liberados nas fezes, estes podem ser ingeridos por humanos e penetrados na pele na forma de larva (FRANKE et al., 2011).

Segundo Silva et al. (2020), ao analisar os dejetos se percebe que em cachorros abandonados há um aumento no índice de parasitoses. Observa-se também que à medida que os cachorros são adotados, diminui-se a incidência de doenças zoonóticas devido à melhoria na criação destes. A Organização Mundial da Saúde (OMS, 2017) declarou que um dos problemas mais graves advindo deste abandono de cachorros se percebe no aparecimento das zoonoses.

O descarte de dejetos de cachorros diretamente no solo contamina os lugares públicos, ocasionando problemas de saúde pública, proliferando zoonoses como a Salmonella, Campulobacterm Yersinia, E. Coli (CINQUEPALMI et al., 2013).

Segundo Delahoy et al. (2017), foi feita uma pesquisa pelo Global Burden of Disease Study (GBD) em 2015 em que se constatou que 28% das 500 mil mortes anuais de crianças menores de cinco anos no mundo, relacionam-se a enteropatógenos, onde estes podem ser vistos nos dejetos de cachorros.

De acordo com Lovering (2018), o programa Green Pet Compost verificou a presença de patógenos e metais pesados em dejetos de cachorros. Algumas doenças provenientes destes dejetos trazem consequências mais graves como úlceras na mucosa intestinal (NGUI et al., 2014), mudanças no sistema nervoso (PARK et al., 2018) e lesões subcutâneas, por exemplo (GONZÁLEZ et al., 2015).

Segundo Esccap (2020), dentre as doenças zoonóticas, há a ancilostomíase, que é advinda do parasita *Ancylostoma spp.* e obtida pelo contato do homem com a larva de helminto em fase parasitário, ocasionando a doença larva migrans cutânea. Outra doença é a toxocaríase, que é contraída pelo consumo de alimentos que contenham ovos de *Toxocara canis*, acarretando na presença da larva migrans visceral no homem.

A Leishmaniose Visceral (LV) apresenta-se em evidência no cenário da história de doenças zoonóticas, causando problemas sociais, ecológicos, de saúde e bem-estar humano (ALVES et al., 2013), que acaba sendo muito negligenciada e com alta letalidade (FARIAS et al., 2020).

Além dos problemas sanitários, outro problema agravador pode ser visto na emissão de gases de efeito estufa como o CH₄ (metano) ou N₂O (óxido nitroso), seja pelo manejo inadequado ou uso de dejetos de animais como fertilizantes em pastagens respectivamente (BNDES, 2012).

3.3 Tecnologias para o tratamento de resíduos de animais

Os dejetos encontram-se de forma mais expressiva nas cidades. O recolhimento de dejetos acontece por meio de sacolas plásticas, porém o descarte pode ser feito em lixeiras urbanas ou domésticas, em vasos sanitários ou até mesmo, esta coleta não acontece, de forma com que o dejetos fique exposto nas ruas da cidade (COSTA, 2019).

Costa (2019) ressalta que a composição química das rações pode ajudar no aspecto dos dejetos, sendo os alimentos considerados “super premium” os com coeficientes de digestibilidade mais expressivos em relação as rações “premium” e “econômico”. Assim, faz-se com que a geração de dejetos seja menor, com características menos úmidas e menos volumosas, de forma a facilitar na coleta.

Segundo Paiva Flores et al. (2015), os dejetos podem ser utilizados no processo de compostagem, quando tratados, mesmo sendo uma opção de destinação menos comum. Geralmente estes são descartados diretamente nos lixos, vasos sanitários ou solo. Porém, Costa (2019) aconselha que, como a maioria dos dejetos são encaminhados para os aterros sanitários ao serem jogados em lixos, entre o descarte em lixos ou em vasos sanitários, a opção do descarte em vaso sanitário é melhor na perspectiva ambiental, visto que a água das descargas se encaminha pela rede de esgoto até o tratamento efetivo desta água.

O Departamento de Agricultura dos Estados Unidos relata a existência de um manual de compostagem de dejetos de cachorros, para criadores com uma grande quantidade de animais, sendo o ideal 20, mas com a possibilidade de um mínimo de 10, para que assim seja possível encher um reservatório de 84 a 140 litros. Funciona de forma que se adicione a entrada de carbono no sistema, como resíduos de poda, por exemplo (USDA, 2005).

Paiva Flores et al. (2015) fizeram uma pesquisa sobre compostagem com dejetos de cachorros onde se fez a comparação entre as seguintes composições: resíduos de podas, vegetais e frutas; dejetos de vaca com resíduos de poda, vegetais e frutas; e, por último, dejetos de cachorros com resíduos de podas, vegetais e frutas. Os resultados foram semelhantes, onde todos mostraram uma relação C/N bem elevada, mas, após as 14 semanas, todos chegaram ao estado de humificação.

O tratamento dos dejetos mostra-se necessário por causa do seu elevado potencial poluidor, sendo a digestão anaeróbia uma solução que traz como resultado o biogás, este podendo ser aproveitado para fins energéticos (SILVA et al., 2015)

As tecnologias e tratamentos que podem mitigar resíduos como os dejetos de cachorros são, além da compostagem que é uma ação aeróbica onde os resíduos orgânicos são transformados em um resultado higiênico e com altos graus de constituições húmicas, também se tem a digestão anaeróbia. Esta última ocorre de modo a decompor a biomassa através de micro-organismos anaeróbicos, onde o resultado vê-se na geração de biogás, que é um gás combustível abundante em CH₄, mas que contém também gás carbônico, água e sulfeto de hidrogênio (OKOROIGWE et al., 2014).

Em um estudo feito na Tailândia, constatou-se que a adição de dejetos de cachorros a restos de repolho e esterco bovino trouxe uma maximização na geração de metano quando adicionado na medida de 20%, que foi a maior proporção analisada neste estudo (PHETYIM et al., 2015).

3.4 Biomassa e metano como fonte de energia

A biomassa pode ser definida como qualquer material orgânico advindo de plantas e animais, que possam culminar em um aproveitamento energético, podendo ser usado como substituto de combustíveis fósseis (SERANO-RUIZ, 2020), a utilização desta fonte de energia auxilia na diminuição da poluição proveniente dos dejetos gerados diariamente pelos animais, podendo ser benéfico na transformação de biomassa em energia, no controle das emissões de gases do efeito estufa e na correta rota dos dejetos de animais (COLLATO e LANGER, 2011).

A produção de energia por meio da biomassa pode ser originada através da digestão anaeróbia, onde as matérias complexas transformam-se em composições mais simples, originando o biogás que é a junção do CH₄ e CO₂ (dióxido de carbono) (BORGES et al., 2017).

O gás metano mostra-se como uma tecnologia importante para a transformação de biomassa residual em bioenergia, a partir do biogás (FERREIRA, 2015). A biomassa animal pode ser utilizada para a produção de energia elétrica, ou seja, mostra-se viável por ser uma fonte renovável alternativa e por dar a correta utilização dos resíduos como matéria-prima (GALBIATTI-SILVEIRA, 2019).

A conversão de biomassa em energia e calor com auxílio de biodigestores se mostra bastante importante, porém percebe-se que poucos proprietários adquirem incentivos para a

inserção desta tecnologia, o que acarreta no descarte da biomassa sem o tratamento adequado (SILVA et al., 2011).

A geração de biomassa advém de resíduos orgânicos de origem vegetal ou animal (COP-20, 2014) que, por muitas vezes, acabam sendo descartados em lixo, como o exemplo do bagaço da cana de açúcar, lenha, serragem, casca de árvores, dejetos de animais (como os de cachorro), entre outros, cujo produto final do uso destes resíduos resulta em biogás, biodiesel, carvão vegetal e óleo vegetal (MACIEL, 2019).

3.5 Digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo microbiológico natural onde ocorrem trocas enzimáticas e metabólicas com os compostos orgânicos, conhecidos como biomassa residual, de forma que seja transformado em matéria estabilizada, metano e dióxido de carbono (PITK et al., 2013). Normalmente, o processo resulta na “liquefação e hidrólise de compostos insolúveis e gaseificação de produtos intermediários”, e também na umidificação da matéria orgânica e geração do efluente, que pode ser aproveitado como biofertilizante (ZIEMINSKI e FRAC, 2012).

Existem alguns tipos de tratamentos de dejetos, mas a digestão anaeróbia mostrou-se como uma das mais eficiente frente ao saneamento ambiental (DHANALAKSHIMI e RAMANUIAM, 2012). Este processo compreende a uma reação química manuseando a matéria orgânica e micro-organismos com ausência de oxigênio e liberação de energia, onde abrange várias etapas como a decomposição da matéria orgânica, fermentação ácida e formação dos gases (SOUZA E MARTINS, 2011).

Okoroigwe (2010) fez um estudo da digestão anaeróbia dos dejetos de cachorros em que mostra a aptidão do processo na remoção de patógenos ao realizar uma verificação das bactérias presentes no digestor anaeróbio.

Os micro-organismos trabalham nesse processo simbioticamente, na etapa da digestão ácida e da digestão metanogênica, que agem em pelo menos três grupos que são: bactérias acidogênicas, bactérias acetogênicas e micro-organismos metanogênicos. Estes atuam nos processos de hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (Figura 2) (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993; GUERI et al., 2018).

De acordo com Beloni et al. (2020), primeira etapa consiste na hidrólise, onde esta realiza-se através de enzimas extracelulares expelidas por bactérias fermentativas hidrolíticas (OLIVEIRA, 2019), envolvendo as enzimas extracelulares fundamentais aos processos, como

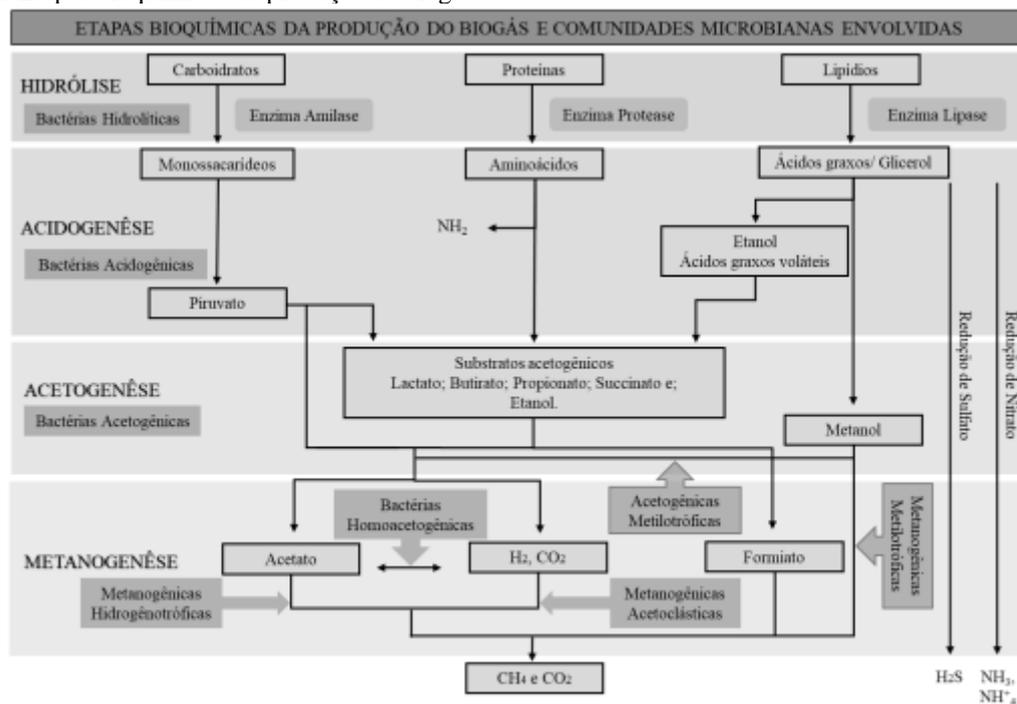
as lipases, proteases, amilases e celulasas.

Beloni et al. (2020) ressaltam que a segunda etapa é intitulada de acidogênese e envolve o produto final da hidrólise, que acaba sendo metabolizado pelas bactérias fermentativas acidogênicas e transmutados em ácidos orgânicos de cadeia curta, cetonas, óxidos de nitrogênio, dióxido de carbono, entre outros.

A acetogênese pode ser classificada como uma fase crítica durante o desenvolvimento da digestão anaeróbia, visto que o nível de hidrogênio do composto necessita ser controlado a fim de garantir o equilíbrio do processo (AMARAL, STEINMETZ e KUTZ, 2019).

A metanogênese é a fase onde o carbono presente na biomassa se transforma em CO_2 e CH_4 por meio das arqueas metanogênicas. O processo desta etapa ocorre por três meios diferentes: acetoclástica, hidrogenotrófica e metilotrófica, de acordo com o substrato ajudado pelas bactérias na geração de CH_4 (NGUYEN, NGUYEN e NGHIEM, 2019).

Figura 2. Etapas bioquímicas da produção de biogás



Fonte: Adaptado de Amaral, Steinmetz e Kunz (2019)

O processo da digestão anaeróbia é realizado por diversos micro-organismos, como visto na Tabela 2.

Tabela 2. Classificação das bactérias promotoras da digestão anaeróbia

| Grupo | Bactérias | Descrição |
|------------------|--|---|
| Fermentativas | Bacteroides, Clostridium, Butyrivibrio, Eubacterium, Bifidobacterium e Lactobacillus | Primeira etapa dos processos anaeróbios (hidrólise de biopolímeros) |
| Acetogênicas | Syntrophobacter wolinii, Sytrophomonos wolfei, Clostridium formicoaceticum | Produção de H ₂ e acetato |
| Homoacetogênicas | Acetobacterium woodii e Clostridium aceticum | Produção de etanol |
| Metanogênicas | Clostridia, Methanobacterium, Methanospirillum, Methanosarcina sp | Produção de CH ₄ |

Fonte: Olvera e Lopez-Lopez (2012); Ros et al. (2017)

3.6 Parâmetros que interferem na digestão anaeróbia

Percebe-se que existem parâmetros que interferem na operação de um biodigestor como descrito na Tabela 3, sendo fator determinante para o sucesso do processo de biodigestão anaeróbio.

Tabela 3. Parâmetros que interferem em um biodigestor

| Parâmetros | Mudanças |
|------------------------------|---|
| Temperatura | Influência no processo de degradação biológica |
| pH | Afeta sensivelmente as bactérias do processo de digestão |
| Necessidades nutricionais | Importantes para a biossíntese dos compostos celulares |
| Tempo de retenção hidráulica | Tempo utilizado para o tratamento do efluente dentro do biodigestor |

Fonte: Fernandes (2012)

A temperatura apresenta-se como um dos parâmetros essenciais para o sucesso do desenvolvimento de digestão anaeróbia, influenciando em parâmetros cinéticos e termodinâmicos, o que pode alterar a velocidade do processo bioquímico (FERREIRA, 2015) e conseqüentemente na geração de CH₄ (ZHANG et al., 2014).

As bactérias envolvidas no processo de digestão anaeróbia desenvolvem-se sob tais condições: psicrófilas (10°C – 30°C), mesófilas (30°C – 40°C) e termófilas (50°C – 60°C), sendo a mesófila a considerada ideal visto a vantagem no quesito estabilidade e gasto energético

reduzido. Percebe-se que com a elevação da temperatura, há uma otimização no desempenho do processo de digestão anaeróbia, uma vez que na condição termófila encontra-se um desenvolvimento específico, elevada taxa metabólica, eliminação de patógenos e uma taxa alta de geração de biogás (ZHANG et al., 2014). Porém, nesta condição há um alto gasto energético e uma probabilidade de diminuição da geração de biogás por causa da produção de NH_3 (amônia) (FEZZANI e CHEIKH, 2010).

O pH está ligado a estabilidade dos reatores anaeróbios, de forma que influencia no processo enzimático e relaciona-se com a alcalinidade devido a presença de bicarbonato e ácidos graxos voláteis nos reatores (REIS, 2012). Percebe-se que o pH altera as atividades das comunidades microbianas acidogênicas e metanogênicas (ZHANG, QIU e CHEN, 2012), sendo considerado o pH ideal quando medido na faixa de 6,6 – 7,4 para o desenvolvimento dos microorganismos metanogênicos (RAJAGOPAL, MASSÉ e SINGH, 2013), de forma que atinge-se o ápice no rendimento do biogás (LIU et al., 2008).

Faixas de pH muito ácidas ou extremamente básicas causam o bloqueio total do processo metanogênico por causa da promoção da hidrólise da membrana celular e da pausa das atividades metabólicas essenciais aos micro-organismos. Quando encontrados na faixa de pH acima de 8, percebe-se um impacto negativo no processo de digestão anaeróbio, devido ao aumento de NH_3 , que podem ser considerados misturas tóxicas aos micro-organismos envolvidos no processo (RAJAGOPAL, MASSÉ e SINGH, 2013). Enquanto valores baixos de pH apontam para uma grande quantidade de ácidos graxos de cadeia curta, podendo levar ao gasto da alcalinidade acessível no sistema e também a uma maior diminuição do pH (YE et al., 2012). Quando o processo de metanogênese encontra-se em desequilíbrio, percebe-se uma variação de pH em concordância com os metabólicos intermediários gerados (YE et al., 2012). Assim, a escolha do valor de pH inicial mostra-se essencial para atingir-se níveis ideais de geração de CH_4 e também a diminuição de sólidos voláteis, para que assim haja maiores ganhos no processo de digestão anaeróbia (ANDRADE, 2018).

O impedimento do processo de digestão anaeróbia pelos ácidos graxos voláteis dá-se pelos diferentes tipos de ácidos e de micro-organismos que integram o sistema (ZHANG et al., 2014). O parâmetro dos ácidos diz respeito as alterações causados pelo pH do sistema, sendo formados os ácidos acéticos e butírico em pH baixo, e os ácidos acéticos e propiônicos em pH alto (APPELS et al., 2011).

A quantidade de nitrogênio amoniacal total contida em reatores anaeróbios executa papel fundamental para a estabilidade da alcalinidade necessária. Na solução aquosa anaeróbia, os íons de amônio e a amônia encontram-se em estabilidade química e constituem o nitrogênio

amoniaco total (ARIUNBAATAR et al., 2015). A elevada quantidade de amônia impede a microflora metanogênica e como consequência há o acúmulo de ácidos graxos voláteis, o que também ocasiona a diminuição do pH e consequentemente a diminuição de amônia (RAJAGOPAL, MASSÉ e SINGH, 2013).

De acordo com Baumguertner (2018), o tempo de retenção (TR) considera-se como o tempo preciso para haver a digestão da matéria orgânica contida no processo, de forma que interliga-se com outros fatores como a temperatura, a quantidade de carga orgânica e a formação química. O TR pode ser dividido em dois: Tempo de Retenção de Sólidos (TRS) e Tempo de Retenção Hidráulico (TRH), sendo o primeiro o tempo em que os sólidos ficam no digestor e o segundo a relação entre o volume do digestor e o caudal de alimentação, que é o tempo correspondente em que a parte líquida fica no digestor.

Segundo Mao et al. (2015), o tratamento de um efluente em condições mesofílicas necessita de um TRH de 15 a 20 dias, precisando ser maior que o tempo de multiplicação dos micro-organismos em desenvolvimento presentes no processo, sendo geralmente as bactérias metanogênicas. Vale ressaltar que estes e outros parâmetros têm uma faixa de valor ideal, como visto na Tabela 4, o que se mostra norteador quando se coloca em prática à digestão anaeróbia.

Tabela 4. Parâmetros que interferem no processo de digestão anaeróbia

| Parâmetros | Valor ideal |
|--|-------------|
| Temperatura (°C) | |
| Mesofílico | 30 - 40 |
| Termofílico | 40 - 70 |
| pH | 6,3 – 7,9 |
| Alcalinidade (mg/l) | 1000 – 5000 |
| AGV (mg/l) | 500 – 2000 |
| AGV/AT | 0,1 – 0,5 |
| C/N | 20 – 30 |
| Carga orgânica (KgDQO/m ³ .dia) | |
| Mesofílico | 0,4 - 6,4 |
| Termofílico | 1,0 - 7,5 |
| TRH (dias) | 9 – 95 |

Legenda: AGV/AT = acidez/alcalinidade ; C/N = carbono/nitrogênio; TRH = tempo de retenção hidráulica. Fonte: Gueri et al. (2018)

A temperatura ideal para uma produção excelente de biogás pode ser vista no limite superior do valor ideal do mesofílico. Já para o pH, na faixa de 6,3 a 7,9 observa-se o desenvolvimento dos micro-organismos metanogênicos, fora desse valor fica incapacitado a

progressão destes. E, quando se fala sobre a relação do carbono/nitrogênio, pode-se ver que valores mais altos levam um maior consumo de nitrogênio, de forma que se diminui a produção de metano.

Apesar do aumento no interesse da sociedade no processo de digestão anaeróbia como forma de tratamento de dejetos de cachorros, este método não é tão usado, sendo visto um maior uso com a compostagem (processo aeróbio). Observa-se que o uso de dejetos de bovinos na digestão anaeróbia produz biossólidos seguros, inclusive com evidências experimentais (LOVERING, 2018).

Percebe-se pelo trabalho de Lovering (2018) que os helmintos e protozoários são efetivamente removidos pela digestão anaeróbia com dejetos de cachorros, a partir de evidências em estudos experimentais.

3.7 Biogás

Biogás é composto pela mistura de gases (Tabela 5), CH₄ consiste a 45-75% da mistura e o restante é de CO₂ e outros gases, originados da decomposição anaeróbia da matéria orgânica (OJEDA et al., 2018). Collato e Langer (2011) também relataram que o biogás é composto principalmente por CH₄, o que representa cerca de 60 a 80% da composição total. Em geral, a concentração de biogás pode variar de 40 a 70%, como relatado por Beloni et al. (2020).

Tabela 5. Concentração dos gases que constituem o biogás

| Componente | Fórmula química | Faixas de concentração observadas (%) |
|--------------------|------------------|---------------------------------------|
| Metano | CH ₄ | 40 - 70 |
| Dióxido de Carbono | CO ₂ | 30 - 45 |
| Hidrogênio | H ₂ | 0 - 1 |
| Nitrogênio | N ₂ | 0 - 1 |
| Ácido sulfídrico | H ₂ S | 0 - 3 |
| Vapor de água | H ₂ O | 0 - 10 |

Fonte: Adaptado de OLIVEIRA (2019); BELONI et al. (2020)

A aplicabilidade essencial do biogás apresenta-se no desenvolvimento da queima direta onde o gás é queimado em câmaras de combustão, caldeiras, secadores e aquecedores, de forma

que o calor saia para o uso na geração de eletricidade (FREITAS et al., 2019).

O poder calorífico do biogás apresenta-se em torno de 5.000 a 7.000 Kcal/m³, de forma diretamente proporcional ao acúmulo de CH₄ existente no arranjo, de forma que após a purificação pode-se chegar a 12.000 Kcal/m³ (OLIVEIRA, 2019).

Na Tabela 6, percebe-se que a produção de biogás advinda dos dejetos de suínos tem um rendimento superior em relação aos outros animais, com produção de biogás de 560 m³/t e com percentual de gás metano produzido de 50% (SANTOS E JUNIOR, 2013). Destaca-se que a produção de CH₄ depende da alimentação animal de cada espécie, onde é possível ver que animais confinados produzem uma maior quantidade de CH₄ (COLATTO E LANGER, 2012; SANTOS E JUNIOR, 2013).

Tabela 6. Produção média de biogás

| Animais | Produção de biogás (m ³ /t) | Percentual de gás metano produzido (%) |
|---------|--|--|
| Bovinos | 270 | 55 |
| Equinos | 260 | Variável |
| Suínos | 560 | 50 |
| Ovinos | 250 | 50 |
| Aves | 285 | Variável |

Fonte: Adaptado de Sganzerla (1983)

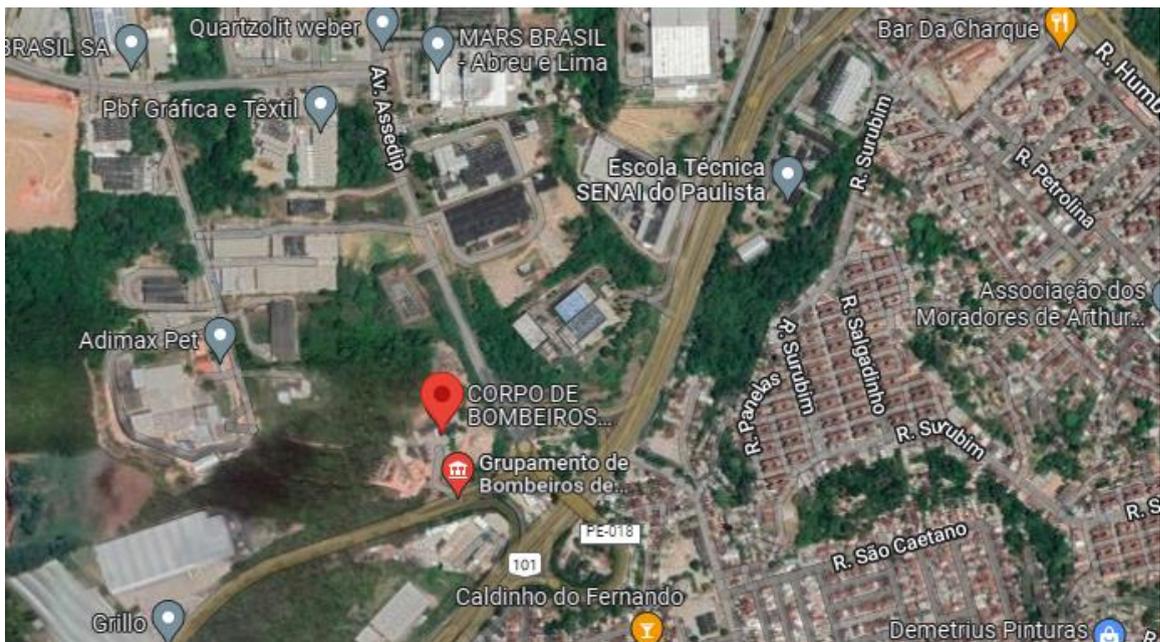
Os resultados obtidos pela geração de energia a partir da produção de biogás, abre a possibilidade de incentivos pelos órgãos governamentais e privados, pretendendo diminuir os custos de produtores rurais e também o aumento na renda (MAPA, 2019).

4 METODOLOGIA

4.1 Área de estudo

O canil de Corpo de Corpo de Bombeiros do Estado de Pernambuco está localizado na cidade de Abreu e Lima, em Pernambuco (Figura 3), onde foram feitas as pesagens e as coletas dos dejetos de cachorros (*Canis lúpus familiaris*) (Figura 4).

Figura 3. Localização do Canil do Corpo de Bombeiros



Fonte: Autor (2021)

Figura 4. Foto do Canil do Corpos de Bombeiro de Pernambuco



Fonte: Autor (2021)

No canil haviam vários cachorros da raça Labrador retriever e Pastor-Alemão, porém

para a pesquisa foram separados apenas três animais (Figura 5), que foram os cachorros disponibilizados pelos militares que poderiam acompanhar o trabalho diariamente. Os cachorros eram da raça Labrador retriever, com peso médio de 35 kg e 5 anos de idade, a alimentação deles consistia em dois potes de ração super premium com 225 g cada pote, totalizando 450 g/dia.

Figura 5. Cachorros do Canil do Corpo de Bombeiros



Fonte: Autor (2021)

4.2 Resíduo: origem e obtenção

A coleta foi realizada utilizando sacos e recipientes de plástico, ambos de 500 ml, onde os dejetos foram acondicionados durante o período de 24 horas. Todo dia às 07 horas foram realizadas pesagens, já desconsiderando o peso das embalagens plásticas. Foi utilizada uma balança comum da marca Útil Eletro com capacidade de 5000 gramas.

Foi feita a pesagem por 04 dias, para assim, ter-se a geração *per capita* de dejetos por cachorro. As amostras 01, 02 e 03 foram representadas por cada cachorro. O cálculo da produção *per capita* foi feito através da Equação 1:

$$\text{Produção per capita} = \frac{\sum Rg}{t \cdot a} \text{ (Eq. 1)}$$

Onde:

Rg = resíduo gerado (g);

t = tempo (dias);

a = indivíduos (animal);

Todos os recipientes de plástico foram envolvidos com fita adesiva e colocados em sacolas para evitar perdas durante o deslocamento, sendo assim transportados ao Laboratório de Saneamento Ambiental do Departamento de Tecnologia Rural da Universidade Federal Rural de Pernambuco (LABSAM/DTR/UFRPE).

4.2.1 Preparação das amostras

A preparação das amostras seguiu de acordo com o fluxo esquemático apresentado na Figura 6.

Figura 6. Processo de preparação das amostras



Fonte: Autor (2021)

No laboratório as amostras foram colocadas em sacos de papel (A), onde foram sinalizadas com o número da amostra, para que assim fossem submetidas à secagem na estufa da marca Lucadema a 65 °C. Estas permaneceram por 05 dias até a completa secagem. Após a secagem, os dejetos foram retirados, colocados de volta em seus potes de origem (B), pesados em uma balança de precisão da marca WebLabor SP e seguiram para a etapa de maceração. Para tal etapa (C) se utilizou um tapete de borracha, rolo de madeira, gral de porcelana com pistilo e peneira de análise granulométrica laboratorial com abertura de 850 µm, malha 20 TY e caixilho INOX 8'' x 2''. Este processo serviu para o refinamento do resíduo até a transformação em pó (D). Posteriormente ao processo de refinamento, as amostras em pó (E) foram unidas aos outros dias de coleta (04 dias no total), sendo da mesma numeração (1, 2 ou 3), tornando-se assim três amostras compostas (F).

4.3 Inóculo: Origem e obtenção

O inóculo anaeróbio utilizado foi o lodo granular industrial, que foi retirado de um reator UASB (*upflow anaerobic sludge blanket*) em escala real (1000 m³) que produz biogás advindo da vinhaça, este fica instalado numa usina de Bioenergia pertencente à Cetrel Bioenergia Ltda., localizada em Vitória de Santo Antão (Pernambuco). O reator está sendo operado pela Usina JB SA (Cia Alcoolquímica) desde 2018.

A coleta do inóculo foi realizada nos pontos de amostragem de lodo mais baixos do reator anaeróbio, em 2017. Este foi armazenado em frascos de polietileno de 5L, vedados e armazenados sob temperatura de 4°C, o que fez com que o inóculo fosse conservado até o seu uso em 2022.

4.4 Caracterização físico-química

As amostras manuseadas no experimento passaram por análises físico-químicas como: potencial hidrogeniônico (pH), teor de umidade, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis, condutividade elétrica, alcalinidade total, análise de fibras, DQO e análise elementar (carbono, nitrogênio, enxofre e hidrogênio) (WHO, 1978; SANTOS, 2019; SILVA et al., 2019), que estão descritas na Tabela 7 e Tabela 8.

Tabela 7. Caracterização físico-química dos substratos e inóculos

| Parâmetro | Amostra | Equipamento/método |
|---|--|--------------------------------------|
| pH | Substrato solubilizado, inóculo e conteúdo dos BMP (inicial e final) | pHmetro Digimed DM23 |
| Condutividade elétrica (CE) | Substratos solubilizado | Digimed DM32 |
| ST, STV e STF | Dejeto seco e inóculo | Estufa LUCA - 80/64 e Mufla EDG 3000 |
| Teor de umidade | Dejeto seco e inóculo | Estufa LUCA – 80/64 |
| Análise elementar (C, N, S, H) | Substratos secos e inóculo | Analisador elementar |
| Alcalinidade Total (AT) | Substratos solubilizados, inóculos e conteúdo dos BMP (final) | Titulação potenciométrica |
| Teor de fibras (celulose, hemicelulose e lignina) | Substrato seco | Determinador de fibras TE-149-Tecnal |
| DQO | Substratos solubilizados, inóculos e conteúdo dos BMP (inicial) | Digestão ácida e Titulação |

Legenda: ST = sólidos totais; STV = sólidos totais voláteis; STF = sólidos totais fixos; C = carbono; N = nitrogênio; S = enxofre; H = hidrogênio; DQO = demanda química de oxigênio. Fonte: Autor (2022)

Tabela 8. Metodologias utilizadas para a caracterização físico-química

| Parâmetro | Metodologia |
|---|--|
| pH | NBR 10006 (ABNT, 2004) |
| Condutividade elétrica (CE) | NBR 10006 (ABNT, 2004) |
| ST, STV e STF | WHO (1978) |
| Teor de umidade | WHO (1978) |
| Análise elementar (C, N, S, H) | MAPA (2017); Manual de Métodos Oficiais para Fertilizantes Corretivos (TEIXEIRA et al., 2017); |
| Alcalinidade total (AT) | KAPP (1984) |
| Teor de fibras (celulose, hemicelulose e lignina) | VAN SOEST (1994) |
| DQO | NBR 10006 (ABNT, 2004); RAPOSO et al. (2008) |

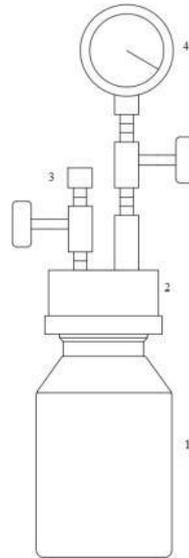
Legenda: ST = sólidos totais; STV = sólidos totais voláteis; STF = sólidos totais fixos; C = carbono; N = nitrogênio; S = enxofre; H = hidrogênio; DQO = demanda química de oxigênio. Fonte: Autor (2022)

4.5 Ensaio para Potencial Bioquímico de Metano (BMP)

A metodologia utilizada para ensaio de BMP baseou-se em Hansen et al. (2004) e Silva et al. (2019). O objetivo foi avaliar a quantidade máxima de biogás de um substrato líquido ou sólido a partir de condições anaeróbias ótimas utilizando biomassa anaeróbia como inóculo.

Os reatores foram operados por bateladas e utilizados frascos de vidro borossilicato (1) com volume de 250 ml, compostas de tampas de nylon (2) fechadas e anéis de vedação, em condições anaeróbias. Já a tampa deste reator será constituída de duas válvulas-agulha (3), uma servindo para alívio da pressão do biogás resultante no ensaio ou para a inserção de N₂ e outra onde fica o manômetro mecânico de 100 kPa (4), sendo para a medição da pressão do biogás no reator (Figura 7). Os ensaios foram realizados em triplicatas, adequando-se ao substrato com lodos anaeróbios, para uma maior garantia de resultados corretos.

Figura 7. Esquema do reator para Potencial Bioquímico de Metano



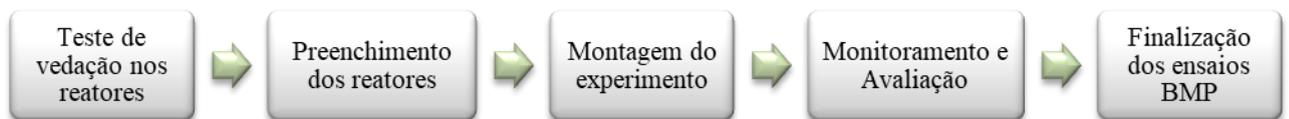
Legenda: Frascos de vidro de borossilicato (1), Tampa rosqueada (2), Válvulas-agulha (3), Manômetro.

Fonte: Silva et al. (2019)

4.5.1 Etapas do ensaio BMP

A sequência que os ensaios BMP seguiram as etapas descritas na Figura 8.

Figura 8. Etapas dos testes BMP



Fonte: Silva et al. (2019)

4.5.1.1 Teste de vedação dos reatores

Foram feitos testes de vedação dos reatores com intuito de assegurar que não houvesse vazamentos de biogás. Este teste deu-se por meio da introdução de ar atmosférico na válvula de entrada com intuito de expandir a pressão interna nos reatores, posteriormente os reatores foram submersos em um balde de 10 litros com água, a fim de verificar a probabilidade de vazamentos.

Caso houvesse vazamento, este seria visto através do surgimento de bolhas nos reatores. Assim, só os reatores que conservaram a pressão de ar injetado puderam ser selecionados para o seguimento do experimento.

4.5.1.2 Preenchimento dos reatores

A quantidade de inóculo (lodo), água destilada, substrato (dejetos) e bicarbonato de sódio que foram colocados nos reatores do estudo encontram-se na Tabela 9, de acordo com o trabalho de Santos (2019).

Estes experimentos se deram em triplicata e cada reator manteve um headspace de 50 ml.

Tabela 9. Planejamento experimental utilizado no teste de BMP (Configurações experimentais)

| Configurações | Resíduo (g) | Lodo (g) | Água (ml) | Bicarbonato (g) | Headspace (ml) | |
|---------------|-------------|----------|-----------|-----------------|----------------|----|
| DSb | DSb1 | 4,99 | 50,08 | 145 | 0 | 50 |
| | DSb2 | 5,03 | 50,04 | 145 | 0 | 50 |
| | DSb3 | 5,03 | 50,09 | 145 | 0 | 50 |
| DCb | DCb1 | 5,03 | 50,00 | 145 | 1 | 50 |
| | DCb2 | 5,01 | 50,00 | 145 | 1 | 50 |
| | DCb3 | 5,05 | 50,09 | 145 | 1 | 50 |
| BSb | BSb1 | 0 | 50,07 | 150 | 0 | 50 |
| | BSb2 | 0 | 50,05 | 150 | 0 | 50 |
| | BSb3 | 0 | 50,00 | 150 | 0 | 50 |
| BCb | BCb1 | 0 | 50,09 | 150 | 1 | 50 |
| | BCb2 | 0 | 50,02 | 150 | 1 | 50 |
| | BCb3 | 0 | 50,05 | 150 | 1 | 50 |

Legenda: DSb = dejetos sem bicarbonato; DCb = dejetos com bicarbonato; BSb = branco sem bicarbonato; BCb = branco com bicarbonato. Fonte: Silva et al. (2019)

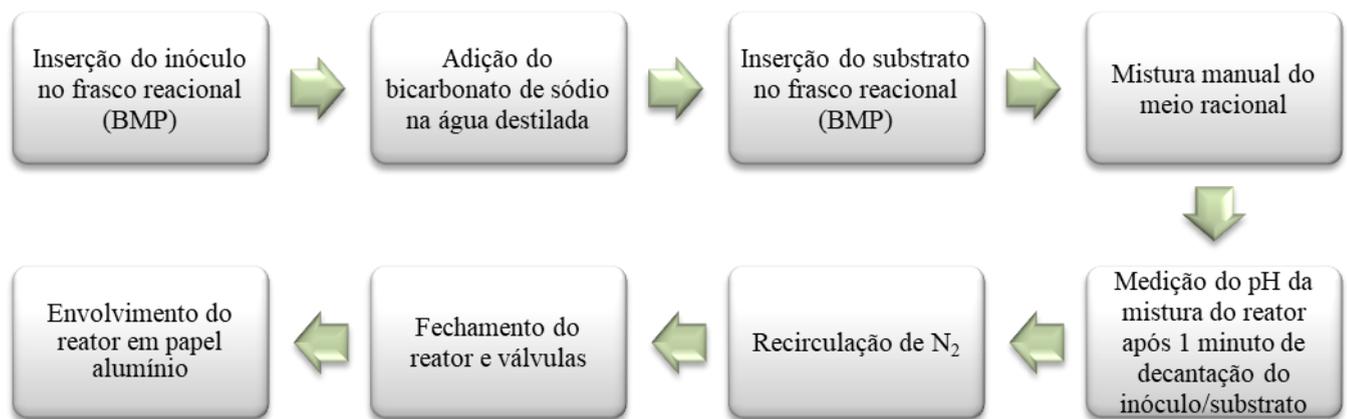
4.5.1.3 Montagem do experimento

Foram inseridas as medidas de 5g de substrato e 50g de inóculo para a disposição do experimento, adicionando água para resultar em um headspace final de 20% do volume total do reator. Também foi acrescentado bicarbonato de sódio a fim de manter as condições de pH do meio, já que este age como um tampão, conservando o pH na faixa de 6,5 a 7,5 (faixa neutra), adequada para as bactérias *Arqueas* metanogênicas (CHERNICHARO, 2007).

A justificativa para condições-teste foi moldada de acordo com os biodigestores de resíduos agrícolas, que acrescentam água na mesma quantidade de volume dos resíduos. Esta água inserida ajuda na digestão e no contato dos micro-organismos com o substrato.

A montagem do experimento seguiu o esquema descrito na Figura 9, onde os reatores foram envolvidos em papel alumínio, após o fechamento do reator e das válvulas, para evitar interferência de fatores externos no processo de biodegradação.

Figura 9. Etapas do experimento



Fonte: Silva et al. (2019)

Depois do fechamento dos reatores, os manômetros foram retirados para a recirculação com nitrogênio gasoso e com as válvulas abertas, a de entrada e a de saída para a saída do gás, durante 2 minutos, com a finalidade de retirar o oxigênio presente no headspace e dar melhores condições de anaerobiose para a biodegradação do substrato. Após 2 minutos, as válvulas de entrada e saída foram fechadas e os manômetros recolocados nos reatores para equilibrar uma pressão inicial de 0,1 Kgf/cm² em cada. A temperatura dos reatores foi controlada e mantida constante em 37°C (ótimo estado mesofílico), utilizando uma incubadora com agitação orbital de 60 rpm, a fim de obter-se condições e temperatura ótimas.

4.5.1.4 Monitoramento do ensaio BMP

A duração do monitoramento foi de 35 dias com a medição diária das pressões manométricas para a transformação em volume de biogás gerado e medição da composição de CH₄ e CO₂, em porcentagem.

4.5.2 Conversão do volume do biogás (V_g)

O volume do biogás foi calculado de forma indireta por meio da leitura da pressão indicada nos manômetros dos reatores, através do monitoramento diário. O cálculo deu-se pela conversão da diferença de pressão em volume do biogás (V_g), o qual foi feito pela metodologia de Ivanova et al. (2008) através da lei dos gases ideais (Equação 2) e adaptada por Firmo (2013), de acordo com a Equação 3.

$$p_1 * v_1 = p_2 * v_2; T = cte \text{ (Eq. 2)}$$

$$(P_{atm} + \Delta p) * V_{hs} = P_{atm} * (V_{hs} + V_g) \rightarrow V_g = \frac{\Delta p}{P_{atm}} * V_{hs} \text{ (Eq. 3)}$$

Onde:

V_{hs} = Volume do headspace (ml);

V_g = Volume do biogás (m^3);

Δp = Diferença da pressão feita pelo volume acumulado do biogás no headspace (mbar);

P_{atm} = Pressão atmosférica (mbar);

A correção do volume foi feita a partir da metodologia de Firmo (2013), transformando o gás medido em gás seco, de acordo com a CNTP, a temperatura e pressão ambiente e também os valores de pressão de vapor (P_w).

A pressão de vapor (Equação 4) é tida como a pressão parcial de valor na atmosfera e dimensionada a partir da temperatura ambiente, sendo a temperatura interna do reator (T) igual a 37 °C. Já os volumes resultantes do experimento foram expostos de acordo com as condições da CNTP (Equação 5).

$$P_w = 0,61121 * e^{\frac{17,502 T}{240,97+T}} \text{ (Eq. 4)}$$

$$V'_g = V_g * \frac{P_{atm}}{1012} * \frac{273,2}{273,2+T} * \left(1 - \frac{P_w}{P_{atm}}\right) \text{ (Eq. 5)}$$

4.5.3 Avaliação do potencial de geração do biogás e metano

O cálculo potencial de geração (Y_0) foi dado na Equação 6 com unidade de medida em Nml/gSV do resíduo. O volume líquido resultou da diferença do volume acumulado pelo

biogás/metano do substrato com o inóculo (VAs) pelo volume acumulado do branco (B) do inóculo respectivo (VAi), dividido pela massa do resíduo ($mSV\ resíduo$).

$$Y0 = \frac{VAs - VAi}{gSV\ resíduo} \text{ (Eq. 6)}$$

A partir dos resultados, foi possível fazer a comparação entre o potencial de geração de biogás e metano com outros trabalhos por causa da padronização da massa de sólidos voláteis, já quando estes foram analisados apenas com o volume de biogás/metano acumulado ou massa de resíduos secos, o resultado final mostrou-se de difícil comparação entre os reatores de escalas diferentes.

4.5.4 Determinação da composição do biogás

A composição do biogás (CH_4 e CO_2) foi analisado através da cromatografia gasosa, utilizando um cromatógrafo “hp5890” com detector de condutibilidade térmica (TCD) e separação analítica em coluna porapak-N (6m de comprimento, 2,5mm de diâmetro interno e 3 μ m de espessura de fase estacionária. Este com as seguintes características: temperatura do injetor a 100°C, detector com temperatura a 100°C e temperatura de forno a 80°C. O nitrogênio foi utilizado como gás de arraste com vazão de 30 ml/min. O volume de injeção foi de 500 μ L em seringa de 1000 μ L. O padrão analítico utilizado 60% CH_4 e 40% CO_2 (White Martins inc 99.99% purity). As análises de cromatografia do experimento foram realizadas no laboratório do Centro de Tecnologia de Geociências (CTG) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

4.6 Finalização dos ensaios BMP

O monitoramento foi encerrado com 35 dias após o início dos experimentos, sendo feita a última caracterização, que foi a medição da alcalinidade, AGV (ácidos voláteis graxos), condutividade e pH final dos reatores.

4.7 Análise cinética

A análise cinética foi feita através dos resultados de potencial de metano obtidos. Para esse cálculo, a cinética foi estabelecida pelo uso do Software OriginPro 8.0, por meio dos ajustes de curvas exponenciais e regressão não linear (EDWIGES et al., 2018). Este adequou-se de acordo com os cinco modelos cinéticos (Tabela 10), sendo estes o modelo de primeira ordem, modelo de Gompertz modificado, modelo de cone, modelo logístico modificado e modelo de Fitzhugh

Tabela 10. Cinco modelos cinéticos

| Modelos cinéticos | |
|-----------------------------------|---|
| Modelo cinético de Primeira Ordem | $CH_4 = Y_m * (1 + e^{-kt})$ |
| Modelo Logístico | $CH_4 = \frac{Y_m}{1 + e^{\left(\frac{\mu}{Y_m}\right) * (\lambda - t) + 2}}$ |
| Modelo de Gompertz Modificado | $CH_4 = Y_m * \left(-e^{\frac{\mu}{Y_m} * (\lambda - t) + 1} \right)$ |
| Modelo de Cone | $CH_4 = \frac{Y_m}{1 + (kt)^{-n}}$ |
| Modelo de Fitzhugh | $CH_4 = Y_m * (1 - e^{-kt^n})$ |

Fonte: EDWIGES et al. (2018)

Onde:

CH_4 = produção acumulada de metano (Nml.CH₄.g⁻¹SV);

t = tempo de execução experimental (d);

Kt = constante de degradação (d⁻¹);

λ = fase lag (d);

Y_m = produção máxima de metano (Nml.g⁻¹SV);

μ = taxa máxima de produção de metano (Nml.d⁻¹);

A fase lag é o tempo preciso para que os micro-organismos se acostumem ao ambiente para realizarem a produção de biogás (ABU-REESH, 2014; ZHAO et al., 2016; SANTOS et al., 2020).

O desempenho dos modelos propostos foi medido comparando valores experimentais e previstos. Para esse objetivo, foram calculados a soma residual dos quadrados (RSS) (Equação 7) e o fator de determinação (R^2) (Equação 8). No qual, Z_{f_i} é o valor previsto e Z_{o_i} é o valor observado.

$$RSS = \sum_{i=1}^N (Z_{f_i} - Z_{o_i})^2 \quad (\text{Eq. 7})$$

$$R^2 = \left(\frac{\sum (Z_{f_i} - \bar{Z}_{f_i})(Z_{o_i} - \bar{Z}_{o_i})}{\sqrt{\sum (Z_{f_i} - \bar{Z}_{f_i})^2 \sum (Z_{o_i} - \bar{Z}_{o_i})^2}} \right)^2 \quad (\text{Eq. 8})$$

4.8 Análise estatística

O teste de Tukey representa uma comparação de todos os possíveis pares de médias e tem como base a diferença mínima significativa (DMS), levando em conta os percentis do grupo. Também considera-se a distribuição da amplitude estudentizada, o quadrado médio e o tamanho amostral dos grupos.

4.9 Proposta de biossólido

A proposta de destinação do biossólido foi feita a partir de consultas bibliográficas em artigos científicos e normas regulamentadoras, visto que o resíduo do estudo foi seco a 105 °C e para a avaliação de análises físico-químicas o cenário ideal para se trabalhar seria o estudo com o resíduo in natura.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Determinações da produção *per capita*

O resultado da geração *per capita* dos três animais da raça Labrador Retriever avaliados para essa determinação, estão apresentados na Tabela 11.

Tabela 11. Geração *per capita* dos animais avaliados e dados médios

| Dia/Animal | Amostra 1 | Amostra 2 | Amostra 3 |
|--|----------------|----------------|----------------|
| Dia 1 | 209 | 235 | 177 |
| Dia 2 | 297 | 145 | 129 |
| Dia 3 | 202 | 231 | 182 |
| Dia 4 | 124 | 356 | 303 |
| Total | 832 | 967 | 791 |
| Média (g/dia) | 208,00 ± 45,00 | 241,75 ± 57,13 | 197,75 ± 52,63 |
| Geração <i>per capita</i> (g/dia.animal) | 215,8 ± 17,28 | | |
| Coefficiente variação (%) | 21,63 | 23,63 | 26,61 |

O resultado da pesagem dos dejetos no período de 4 dias estudado indicou uma geração *per capita* (Tabela 10) média de 215,8 g/dia.animal. Este valor esteve intermediário aos observados por Bioenergy Insight (2019) e Taylor (2004), ambos como 340 g/dia.animal e Martínez-Sabater (2019), que relatou uma geração *per capita* de 140 g/dia.animal, porém estes valores mostram-se frágeis visto que os autores não especificaram quais foram as raças estudadas. Essa faixa aparentemente grande de valores observado na literatura científica pode ter relação com o tamanho e a raça dos animais, alimentação, hábitos e manejo específico de cada espécie. Destaca-se que nas pesquisas bibliográficas realizadas entre 2000 a 2022, apenas estas raras referências foram encontradas, sendo ainda o número de publicações nesta área bastante escassas.

5.2 Análise da caracterização físico-química do substrato

O resultado da caracterização físico-química dos três animais da raça Labrador Retriever estão apresentados na Tabela 12.

Tabela 12. Caracterização físico-química dos resíduos de cachorros

| Análises | Amostra 1 | Amostra 2 | Amostra 3 | Média | Coefficiente de Variação (%) | |
|---|--------------|-----------|-----------|--------------------|------------------------------|-------|
| DQO (mgO ₂ L ⁻¹) | 41066,67 | 32533,33 | 53333,33 | 42311,11 ± 7348,14 | 17,37 | |
| pH | 7,52 | 7,74 | 7,47 | 7,58 ± 0,11 | 1,45 | |
| Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L) | 3071,58 | 2950,29 | 3288,54 | 3103,47 ± 123,38 | 3,98 | |
| Umidade (%) | 71,17 | 63,62 | 67,53 | 67,44 ± 2,55 | 3,77 | |
| Condutividade elétrica (ms/cm) | 7008,33 | 6406,66 | 7746,33 | 7053,78 ± 461,70 | 6,55 | |
| Análise Elementar (%) | COT | 44,34 | 68,41 | 52,12 | 54,96 ± 8,97 | 16,40 |
| | NT | 0,035 | 0,06 | 0,062 | 0,05 ± 0,01 | 20,00 |
| | HE | 0,00015 | 0,00025 | 0,0008 | 0,0004 ± 0,0003 | 7,50 |
| | S | 2,44 | 5,10 | 0,37 | 2,64 ± 1,64 | 62,12 |
| | ST | 28,83 | 36,38 | 32,47 | 32,56 ± 2,55 | 7,83 |
| Série de sólidos (%) | STF | 27,24 | 19,39 | 21,02 | 22,55 ± 3,13 | 13,88 |
| | STV | 72,76 | 80,61 | 78,98 | 77,45 ± 3,13 | 4,04 |
| Fibras (%) | Lignina | 0 | 0 | 0 | 0 ± 0 | - |
| | Hemicelulose | 1,03 | 2,18 | 0,98 | 1,40 ± 0,52 | 37,14 |
| | Celulose | 0 | 0 | 0 | 0 ± 0 | - |

Legenda: DQO = demanda química de oxigênio; COT = carbono orgânico total; NT = nitrogênio total; HE = hidrogênio extraível; S = enxofre; ST = sólidos totais; STF = sólidos totais fixos; sólidos totais voláteis.

No caso da caracterização de dejetos de cachorro, também destaca-se que nas pesquisas bibliográficas realizadas entre 2000 a 2022, apenas foram evidenciados poucos e raros referenciais e estes quando realizaram alguma caracterização físico-química dos dejetos focaram em parâmetros mais comuns como pH, condutividade elétrica, análise elementar (parcial), umidade e sólidos totais. Para os demais parâmetros apresentados na Tabela 11 não foram encontradas referências, sendo assim não houve como comparar resultados obtidos por este trabalho com a literatura.

A condutividade elétrica apresentou uma média de 7054 ms/cm. Comparando com Martínez-Sabater et al. (2019) verificou-se que este apresentou um resultado inferior para condutividade de 5900 ms/cm. Esse valor pode estar associado a questões relativas ao metabolismo animal ou pela própria ração utilizada para alimentação dos animais.

Na análise elementar foram estudados quatro elementos, o Carbono Orgânico Total

(COT), Nitrogênio Total (NT), Hidrogênio Extraível (HE) e Enxofre (S), com resultados médios de 55%, 0,062%, 0,0004% e 0,37%, respectivamente. Comparando com outros trabalhos, encontrou-se valores de 43,5% para COT (MARTÍNEZ-SABATER, 2019) e 0,175% para NT (OKOROIGWE et al., 2014), que mostraram valores semelhantes a este trabalho. Entretanto, Nemiroff e Patterson (2007) relataram um valor bem mais alto para NT de cerca de 0,7%. Os baixos teores encontrados de nitrogênio também podem ter relação com a ração utilizada pelo canil visto que esta é do tipo super premium balanceada, cujos nutrientes são dosados nas quantidades metabólicas otimizadas.

O pH apresentou valores semelhantes entre todas as amostras, tendo uma média geral de 7,58. De acordo com Urrego (2017), o pH médio foi de 6,33, enquanto Martínez-Sabater et al. (2019) por sua vez encontrou um pH de 5,9 para os dejetos de cachorro.

A concentração de ST encontrados nos dejetos de cachorros mostrou-se alta (32,56%), porém semelhante ao trabalho de Okoroigwe et al. (2014), que trabalhou com dejetos de cachorros e apresentou ST de 25,2%. Para os sólidos totais fixos (STF), observou-se valores na faixa de 19% a 27%. Os sólidos totais voláteis (STV), que são os sólidos que se perdem após a calcinação, tiveram uma média de 77%. Okoroigwe et al. (2014) apresentou STV de 20,5%, o que contribuiu para um baixo rendimento de gás registrado nos 20 primeiros dias, visto que os micro-organismos não contribuíram com a decomposição do substrato.

A porcentagem de STV é um fator significativo para considerar quanto de matéria orgânica que está naquele substrato pode ser degradada (FIRMO, 2013), sendo valores acima de 80% considerados com alta biodegradabilidade e com boa possibilidade de funcionamento em sistemas anaeróbios (ANGELIDAKI et al., 2009). Porém, só esse parâmetro não basta para dar um veredito final, visto que a produtividade do metano também depende da natureza da matéria orgânica (BUFFIERE et al., 2006).

A umidade média foi de 67,44% semelhante ao trabalho Okoroigwe et al. (2014) cuja umidade de dejetos de cachorro obtida foi de 75%,

Um parâmetro que merece comentário em separado é o teor de fibras. Para as fibras, a hemicelulose resultou em valores iguais aos de FDN (Fibra Detergente Neutro), por ser a subtração do FDN pelo FDA (Fibra Detergente Ácido). O FDA encontrado foi de 0% para todas as amostras, assim como a lignina. Desta forma, encontrou-se um valor médio de FDN e hemicelulose com 1,40%. Percebeu-se nas amostras que os dejetos de cachorro possuem poucas fibras, devido provavelmente a alimentação destes animais possuir um baixo teor de fibras, já que rações para cachorros com valor de fibras acima do permitido podem apresentar coeficientes de digestibilidade menor, ou seja, necessitando de um maior consumo de nutrientes

e também acarretando numa maior produção de fezes (AFONSO et al., 2021). A alimentação dada para os cachorros é a ração Super Premium Maxi Adult Autarquia da marca Royal Canin, que é uma ração que em sua composição encontra-se milho integral moído, ovo em pó desidratado, quirera de arroz, farinha de vísceras de aves, vitaminas (A, C, E, D3, B1, B2, B6, B12, PP), entre tantos outros alimentos de qualidade. Tal ração possui um percentual de 2,3%, 24% e 15% de matéria fibrosa, proteína bruta e extrato etéreo, respectivamente.

5.3 Análise da caracterização físico-química do inóculo

A análise físico-química do inóculo (lodo granular) foi feita para os parâmetros de umidade, sólidos voláteis (SV), sólidos totais (ST), pH, carbono (C), nitrogênio (N) e a relação C/N, onde foram apresentados na Tabela 13.

Tabela 13. Caracterização físico-química dos lodo granular

| Parâmetro | Lodo Granular |
|----------------|---------------|
| Umidade (%) | 89,4 |
| SV (%) | 75,9 |
| ST (%) | 10,5 |
| pH | 7,7 |
| Carbono (%) | 23,55 |
| Nitrogênio (%) | 2,63 |
| Relação C/N | 8,95 |

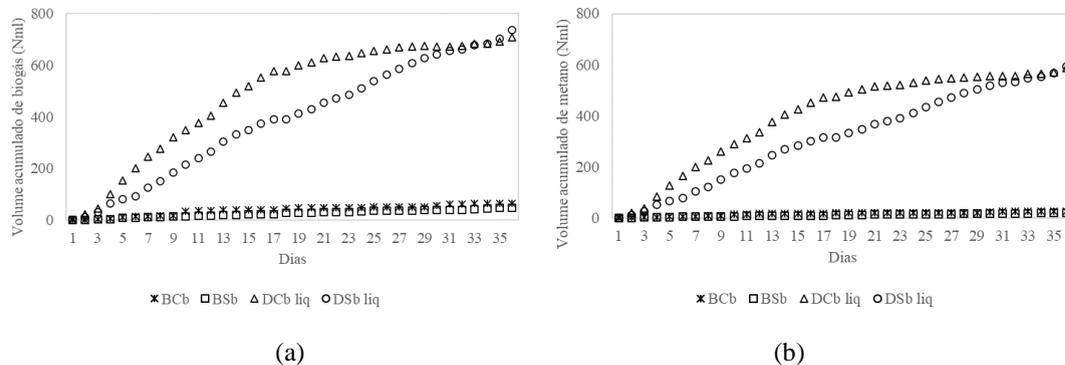
Legenda: ST = sólidos totais; SV = Sólidos voláteis; C = Carbono; N = Nitrogênio.

O lodo coletado apresentou um pH neutro, dentro da média que alguns autores relataram (faixa de 6,6 a 8,0) para inóculos de lodo granular (SILES et al., 2016; CARVALHO et al., 2017). Os parâmetros de umidade e sólidos totais foram encontrados dentro do encontrado pela literatura para lodos anaeróbios, onde os valores foram maiores que 80% (umidade) e menores que 20% (sólidos totais), respectivamente (FIRMO, 2013). A relação C/N também foi dentro da faixa típica que é de 5,0 a 11,0, onde se encontrou um valor de 8,95, o que favorece o equilíbrio em reatores anaeróbios (CARVALHO et al., 2017).

5.4 Volume acumulado de biogás

O resultado encontrado para o volume acumulado de biogás e metano foram expostos na Figura 10.

Figura 10. Volume acumulado de biogás (a) e de metano (b)



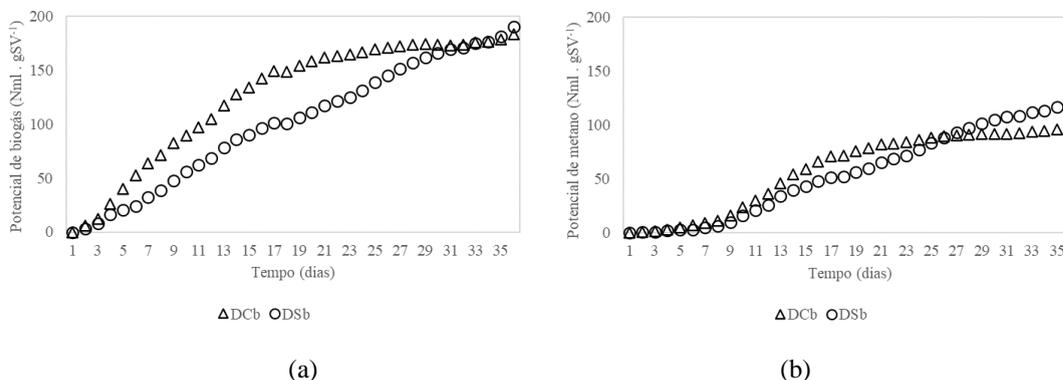
Legenda: DSb = dejetos sem bicarbonato; DCb = dejetos com bicarbonato; BSb = branco sem bicarbonato; BCB = branco com bicarbonato

Encontrou-se valores para volume acumulado de biogás e metano, sendo 708,76 Nml (com bicarbonato) e 735,78 Nml (sem bicarbonato) para biogás e 585,97 Nml (com bicarbonato) e 592,72 Nml (sem bicarbonato) para metano. No trabalho de Phetyim et al. (2015), o total de biogás acumulado a partir da co-digestão de vegetais utilizando dejetos de cachorro (utilizando-se 10% e 20% em massa seca desses resíduos co-digeridos, respectivamente), foi de 0,602 Nm³/dia e 0,711 Nm³/dia. Na co-digestão de vegetais com o uso dos dejetos de cachorros, percebeu-se um teor maior de CH₄ quando comparado com o uso do estrume de gado.

5.5 Potencial de biogás e de metano

O resultado encontrado para o potencial de biogás e metano estão apresentados como os valores máximos obtidos pelas curvas de potencial acumulado respectivas (Figura 11).

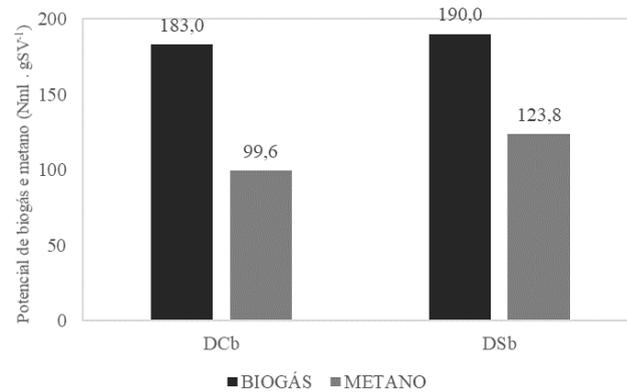
Figura 11. Potencial de biogás (a) e metano (b) para os dejetos com e sem bicarbonato



Legenda: DSb = dejeito sem bicarbonato; DCb = dejeito com bicarbonato

Na Figura 12, são apresentados os potenciais máximos (médios) de biogás e metano para os dejetos utilizando bicarbonato de sódio e sem utiliza-lo. Obteve-se um potencial máximo (médio) de biogás e metano de 183,0 ml.gSV⁻¹ e de 99,6 ml.gSV⁻¹, respectivamente para as triplicatas onde foi utilizado o alcalinizante (bicarbonato). Enquanto para as 3 triplicatas sem bicarbonato observou-se um potencial de biogás e metano médio levemente superior, da ordem de 190,0 ml.gSV⁻¹ e de 123,8 ml.gSV⁻¹, respectivamente. Para Martínez-Sabater et al. (2019), o processo de digestão anaeróbia resultou numa produção de biogás de 229 ml.gSV⁻¹. Este valor observado foi bastante superior, sobretudo para as configurações com bicarbonato. Destaca-se que o uso do bicarbonato de sódio (VALENÇA et al., 2021) geralmente é necessário para manter o meio reacional do BMP com pH estável, próximo da neutralidade (6,5-7,5) para resíduos que possuem a característica de proporcionar queda do pH no meio, após iniciada a etapa de hidrólise, o que não foi observado para este resíduo. Neste caso, o que pode ter acontecido foi um efeito bacteriostático interferindo assim muito provavelmente na atividade de archeas metanogênicas, mais sensíveis a alterações químicas no meio reacional. Sabe-se dessa influência (VALENÇA et al., 2021) negativa devido a presença do íon sódio (presente no bicarbonato de sódio) livre no meio reacional e seu efeito que pode alcançar níveis de toxicidade para microrganismos padronizar anaeróbios, sobretudo os metanogênicos. Esses valores mesmo na configuração com bicarbonato apontam para um baixo potencial de metano desse resíduo, se compararmos, por exemplo o potencial de metano de dejetos de bovinos, que situa-se em torno de 150-240 ml.CH₄. g.SV⁻¹ (MØLLER et al., 2004).

Figura 12. Potencial máximo (médio) de geração de biogás e metano para os dejetos de cachorro com e sem bicarbonato

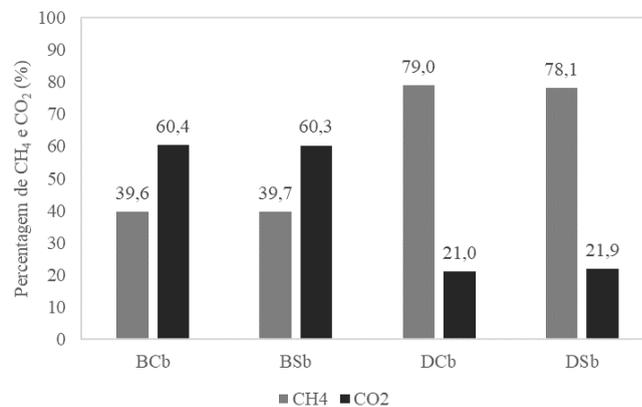


Legenda: DSb = dejeito sem bicarbonato; DCb = dejeito com bicarbonato

5.6 Percentagem de metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2)

O resultado encontrado para a percentagem de metano e dióxido de carbono estão apresentados na Figura 13. Observou-se que a percentagem de metano foi semelhante para as configurações com (79%) e sem bicarbonato (78,1%). Um pouco superiores ao resultado obtido pelo trabalho de Martínez-Sabater et al. (2019), de 76% para o mesmo tipo de resíduo, porém ainda assim indicando um resultado semelhante e excelente em ambos trabalhos.

Figura 13. Percentagens médias de CH_4 e CO_2 obtidos por experimento

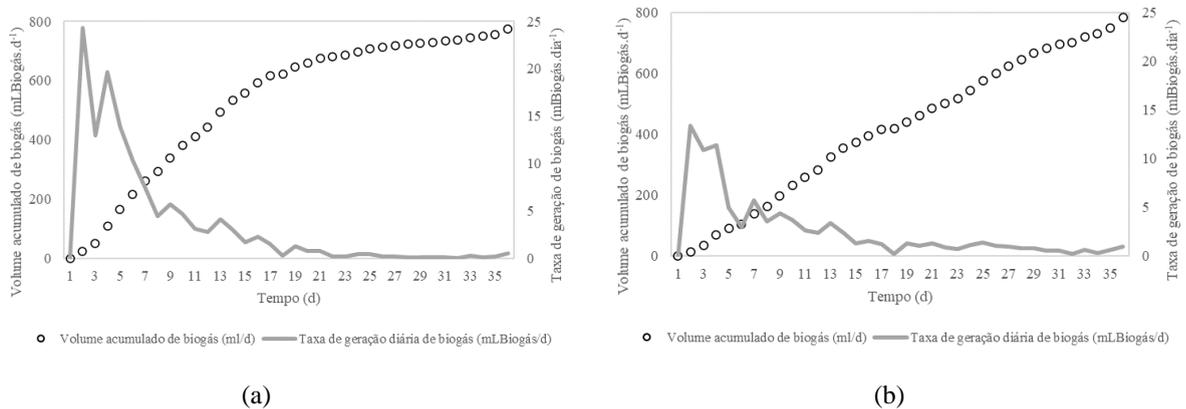


Legenda: DSb = dejeito sem bicarbonato; DCb = dejeito com bicarbonato; BSb = branco sem bicarbonato; BCb = branco com bicarbonato; CH_4 = metano; CO_2 = dióxido de carbono

5.7 Taxa de geração diária de biogás

Os resultado encontrados para as taxa de geração diária de biogás por configuração estudada estão apresentados Figura 14.

Figura 14. Taxa de geração diária de biogás para dejetos com bicarbonato (a) e sem bicarbonato (b)



Observou-se que a taxa de geração de biogás para a configuração com bicarbonato proporcionou uma estabilidade mais rápida da degradação anaeróbia dos resíduos e taxas mais elevadas de degradação nos primeiros 8 dias (Figura 14a). Para a configuração sem bicarbonato as taxas iniciais mais elevadas aconteceram nos 6 primeiros dias, mas observou-se a curva de volume acumulado não alcança a estabilidade até os 35 dias do experimento (Figura 14b).

Na Tabela 14, apresenta-se um comparativo de “pontos-chave” onde foram obtidos resultados para 50%, 80% e 90% da produção total de metano é alcançada para as duas configurações.

Tabela 14. Tempo de detenção hidráulica em pontos-chave da produção total de biogás

| Configuração | TDH (dias) | | |
|--------------|---|-------|-------|
| | Quantidade acumulada total de CH ₄ | | |
| | 50% | 80% | 90% |
| DCb | 10,19 | 17,55 | 24,14 |
| DSb | 15,83 | 27,10 | 32,13 |

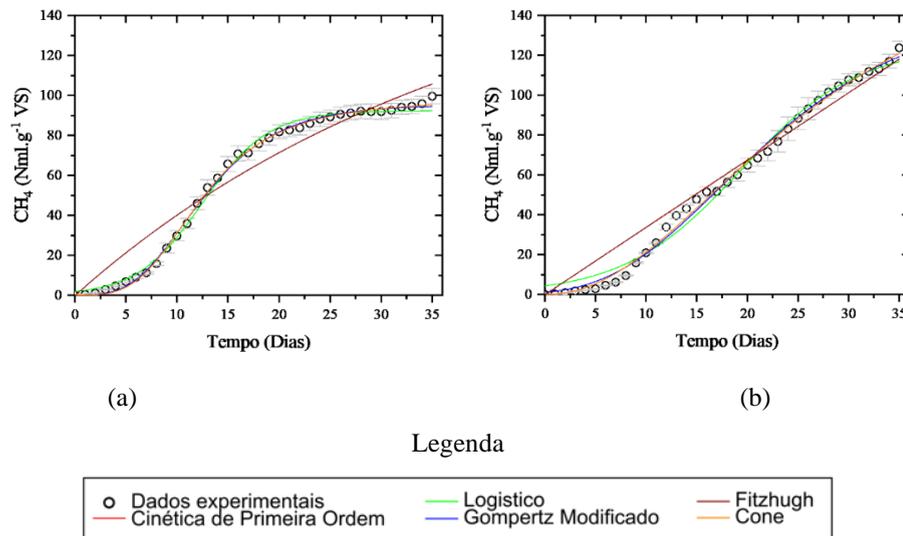
Legenda: TDH = tempo de detenção hidráulica; DCb = dejetos com bicarbonato; DSb = dejetos sem bicarbonato;

Para a configuração com bicarbonato, este atingiu todos os pontos-chave antes da configuração sem bicarbonato, indicando que este teve um efeito de aceleração (aumento da taxa) da estabilização do substrato. Em 24 dias, a configuração com bicarbonato atingiu 90% do total de biogás, enquanto sem o uso de bicarbonato para atingir o mesmo valor demorou 32 dias, demonstrando que o bicarbonato acelerou em 25% no tempo de degradação (90% acumulada total de CH_4).

5.8 Modelos e parâmetros cinéticos

Na Figura 15 se pode avaliar o comportamento dos modelos cinéticos avaliados em relação aos dados experimentais obtidos para as configurações com bicarbonato (a) e sem bicarbonato (b).

Figura 15. Comportamento dos modelos cinéticos avaliados em relação aos dados experimentais obtidos para as configurações com bicarbonato (a) e sem bicarbonato (b)



Observou-se que todos os modelos apresentaram comportamento condizente aos dados experimentais, com excessão do modelo de Fitzhugh, cujo ajuste foi menos adequado.

Na Tabela 15 são apresentados os parâmetros cinéticos e estatísticos dos modelos para cada configuração experimental.

Tabela 15. Parâmetros cinéticos e estatísticos dos modelos para cada configuração experimental

| Configuração | Modelo | y_m (Nml..g ⁻¹ VS) | k (d ⁻¹) | μ (Nml.d ⁻¹) | λ (d) | n | RSS (Nml.g ⁻¹ VS) | R ² | RMSE (Nml.g ⁻¹ VS) |
|--------------|---------------------|------------------------------------|-------------------------|---------------------------------|------------------|-------|---------------------------------|----------------|----------------------------------|
| DSb | Primeira Ordem | 3,39E+04 | 9,97E-05 | – | – | – | 2294,0 | 0,961 | 8,213 |
| | Logístico | 124,50 | – | 5,376 | 7,733 | – | 714,7 | 0,988 | 4,654 |
| | Gompertz Modificado | 144,50 | – | 2,599 | 6,409 | – | 321,8 | 0,994 | 3,123 |
| | Cone | 189,40 | 0,037 | – | – | 2,103 | 233,6 | 0,996 | 2,661 |
| | Fitzhugh | 6,00E+05 | 5,86E-06 | – | – | 0,960 | 2285,0 | 0,960 | 8,320 |
| DCb | Primeira Ordem | 180,80 | 0,025 | – | – | – | 2882,0 | 0,935 | 9,207 |
| | Logístico | 92,32 | – | 7,178 | 6,050 | – | 226,3 | 0,995 | 2,619 |
| | Gompertz Modificado | 95,14 | – | 2,954 | 5,532 | – | 99,3 | 0,998 | 1,734 |
| | Cone | 98,11 | 0,080 | – | – | 3,394 | 81,5 | 0,998 | 1,572 |
| | Fitzhugh | 180,60 | 0,161 | – | – | 0,156 | 2882,0 | 0,933 | 9,346 |

Legenda: y_m = produção máxima de metano; k = constante de degradação; μ = taxa máxima de produção de metano; λ = fase lag.

De acordo com a Tabela 15, todos os parâmetros cinéticos utilizados para os dejetos mostraram um excelente ajuste nos resultado, com R² próximo a 1. Percebeu-se que a configuração sem bicarbonato mostrou um melhor valor de ajuste para o Modelo do Cone, já a configuração com bicarbonato apresentou excelente ajuste tanto para o Modelo de Gompertz como o Modelo do Cone. O que mostra que provavelmente o Modelo do Cone serve perfeitamente para ambos os casos. Em termo de complexidade o Modelo de Gompertz atenderia muito bem, sendo mais simples, facilitando etapas de simulação e scale up para projetos de reatores futuros.

A constante de degradação (k) mostrou melhor resultado no Modelo do Cone e Modelo de Fitzhugh, para as configurações sem bicarbonato e com bicarbonato, respectivamente. Enquanto a fase lag (λ) apresentou resultados mais rápidos no Modelo Logístico para ambas configurações.

5.9 Estatística

Na Tabela 16, apresenta-se o resultado do Teste de Tukey para o potencial de geração de metano comparando estatisticamente as configurações experimentais com e sem bicarbonato. Observou-se como resultado do teste, que houve diferença significativa entre

as configurações com e sem bicarbonato, indicando influência deste, neste caso reduzindo o potencial como não era de se esperar e já comentado as possíveis razões no item 5.4.

Tabela 16. Teste de Tukey para o potencial de geração de metano comparando estatisticamente as configurações experimentais com e sem bicarbonato

| Configuração Experimental | Potencial de Geração de Metano (Nml.g ⁻¹ SV) |
|---------------------------|--|
| DSb | 123,79 ± 3,23 ^a |
| DCb | 99,63 ± 3,90 ^b |

*Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey (p < 0.05)

5.10 Caracterização final do BMP

Na Tabela 17 são apresentados os resultados médios da caracterização final dos conteúdos reacionais dos BMPs.

Tabela 17. Resultados médios da caracterização final dos BMPs

| Configuração experimental | pH | AT (mg/L) | AGV (mg/L) | AGV/AT | Condutividade (mS/m) |
|---------------------------|-------------|------------------|-----------------|---------------|----------------------|
| DSb | 6,93 ± 0,03 | 3620,00 ± 213,33 | 697,65 ± 468,45 | 0,202 ± 0,148 | 7,48 ± 0,004 |
| DCb | 7,28 ± 0,01 | 6549,33 ± 126,22 | 391,12 ± 28,51 | 0,060 ± 0,003 | 11,58 ± 0,258 |
| BCb | 7,51 ± 0,06 | 4144,00 ± 104,00 | 140,01 ± 98,67 | 0,033 ± 0,023 | 7,20 ± 0,041 |
| BSb | 7,10 ± 0,01 | 860,00 ± 10,67 | 90,14 ± 6,84 | 0,105 ± 0,008 | 2,11 ± 0,018 |

Legenda: AT = alcalinidade total; AGV = ácidos graxos voláteis; DSb = dejetos sem bicarbonato; DCb = dejetos com bicarbonato; BSb = branco sem bicarbonato; BCb = branco com bicarbonato;

O resultado da caracterização final dos reatores de BMP mostrou um pH médio ligeiramente mais alto (7,28) para as as configurações com bicarbonato que os experimentos sem bicarbonato (6,93). O pH final dos conteúdos reacionais mostrou semelhança ao pH final encontrado no final dos testes BMP tratando resíduos de cachorro, realizados por Okoroigwe et al. (2014), que observou uma faixa de pH entre 6,36 a 7,78. De acordo com Chernicharo (2008) uma faixa de pH considerada ótima observou-se entre 6,6 e 7,4 para o progresso das arqueias metanogênicas, enquanto Abreu Neto e Oliveira (2009) relatam que essa faixa não pode ser menor que 6,2, visto que valores baixos para pH correspondem a altos valores de ácidos graxos voláteis (AGV), ou seja, podem ocasionar falência do processo. A utilização do bicarbonato de

sódio auxilia no controle da acidez, servindo como solução tampão. O conteúdo reacional final também apresentou alcalinidade total bem superior, como era de se esperar pela presença do bicarbonato.

De acordo com Bajpai et al. (2017), para ser considerado um valor ideal para um reator anaeróbio, a alcalinidade encontra-se na faixa de 1000 a 5000 mg CaCO₃/L, que consegue manter a acidificação do reator advindo da formação de ácidos. Fato similar têm-se para a condutividade devido a maior presença de íons livres por causa deste sal no meio.

Destaca-se que na configuração com bicarbonato o AGV (391,12mg/L) foi mais baixo em comparação com a configuração sem bicarbonato (697,65%), o que indica que o bicarbonato influenciou positivamente proporcionando uma estabilidade do meio reacional maior e levando a um consumo maior e não acúmulo de AGVs no meio.

Este fato fica ainda mais evidente quando se observa a relação AGV/AT. No caso das configurações com bicarbonato, o valor foi substancialmente menor indicando estabilidade destas configurações em relação as que não usaram bicarbonato de sódio. De acordo Leifeld et al. (2009), o valor de referência da relação AGV/AT deve apresentar o máximo de 0,8 para a estabilidade em reatores anaeróbios, o que não foi superado por ambas as alternativas (com e sem bicarbonato), mas foi muito superior no caso das configurações em que o mesmo não foi utilizado.

5.11 Resumo dos resultados de biogás e metano

Na Tabela 18 apresenta-se um resumo dos resultados gerais mais importantes obtidos nos testes de BMP para obtenção do potencial de biogás e metano de resíduos de cachorro (com e sem bicarbonato).

Tabela 18. Resumo dos resultados gerais mais importantes obtidos nos testes de BMP para obtenção do potencial de biogás e metano de resíduos de cachorro (com e sem bicarbonato)

| Parâmetro | DCb | DSb |
|---|--------|--------|
| Volume acumulado biogás (ml) | 708,76 | 735,78 |
| Volume acumulado metano (ml) | 585,97 | 592,72 |
| Potencial biogás (Nml.gSV ⁻¹) | 183,02 | 190 |
| Potencial metano (Nml.gSV ⁻¹) | 99,63 | 123,79 |
| Porcentagem dióxido de carbono (%) | 21 | 21,9 |
| Porcentagem metano (%) | 79 | 78,1 |
| Taxa biogás (ml/dia) | 24,34 | 13,36 |
| Acúmulo biogás (d) (TDH = 90%) | 24,14 | 32,13 |

Na Tabela 18 observou-se que apesar do bicarbonato de sódio ter interferido negativamente no potencial de geração de metano, este interferiu positivamente na aceleração da taxa de geração de metano e na velocidade de estabilização do resíduo. Neste caso, a estabilidade também foi verificada pela baixa relação AGV/AT ao final dos experimentos utilizando o mesmo. Desta feita o bicarbonato se consolida como um agente efetivos para ser utilizado nos testes BMP como ja foi colocado no trabalho de Valença et al. (2021).

Mesmo nos testes sem bicarbonato foi possível obter um elevado potencial de metano e altas concentrações de metano no biogás, sendo assim favorável o uso dos dejetos de cachorro para fins de valorização energética.

5.12 Proposta de alternativa de manejo sanitário para o bio sólido

A digestão anaeróbia além de gerar o CH₄, também produz o lodo. Este produto final, proveniente da digestão anaeróbia, é um resíduo tratado, que pode ser utilizado como fertilizante, porém necessita de cuidados na hora de ser destinado devido a seus aspectos sanitários, pois além de poder transmitir doenças zoonóticas, pode também ocasionar a dispersão de vetores no ambiente humano.

O uso dos dejetos de cachorros no processo de digestão anaeróbia resulta na geração de biogás e do bio sólido. O maior interesse na utilização desta forma de manejo seriam as clínicas e hospitais veterinários, canis públicos e privados, Organizações não governamentais (ONGs) que cuidam de animais, Centros de Controle de Zoonoses (CCZ) e grandes criadores, visto que há uma quantidade concentrada de animais nestes ambientes, o que conseqüentemente levará a uma geração de dejetos considerável. No ambiente urbano, a coleta desses resíduos é mais complexa devido a relativa pequena quantidade (gerada por cada fonte) e a grande dispersão o que dificulta a logística da coleta.

O bio sólido geralmente é um composto de natureza orgânica humificado que tem um elevado teor nutricional para as plantas, como o potássio, fósforo e nitrogênio, de forma que, sua aplicação traz melhorias físico-químicas e biológicas do solo beneficiando diversas culturas vegetais (INOUE et al., 2011). O biofertilizante, além do alto valor biológico que possui para a fertilização, deixando as plantas mais vigorosas, também serve como defensivo para espécies predadoras, de forma que se utilize como substituto de produtos químicos que acabam contaminando as plantações (WESTRUP et al., 2015).

Entretanto, o biosólido gerado de resíduos animais possui complexidades adicionais devido a presença de patógenos o que requer atenção redobrada quanto de seu uso para determinados fins, sobretudo agrícolas ou como corretor de solos.

Neste trabalho, o biosólido gerado provem de um teste em batelada, o BMP, que utiliza o resíduo previamente seco, em estufa a (65°C), levando a modificações significativas na biota natural dos mesmos e reduzindo a carga potencialmente patogênica, apesar de não a eliminar. Desta feita não foi possível ser assertivo o suficiente na proposta do manejo, visto que em escala o resíduo não seria seco, mas disposto a digestão anaeróbia *in natura*, levando a uma carga de patógenos bem superior do que o suposto permanecer após o teste BMP.

A alternativa de disposição no solo, por exemplo, é estabelecida por normas a depender justamente das suas características, físico-químicas e biológicas. A quantidade requerida do biosólido para o solo deve ser estabelecida, visto que o excesso pode ocasionar impactos ambientais. Então, os limites são ajustados pelos órgãos reguladores orientando o uso adequado deste biofertilizante, a fim de ajustar os níveis aceitáveis de sua utilização como nutriente no solo (KUNZ, STEINMETZ e AMARAL, 2019).

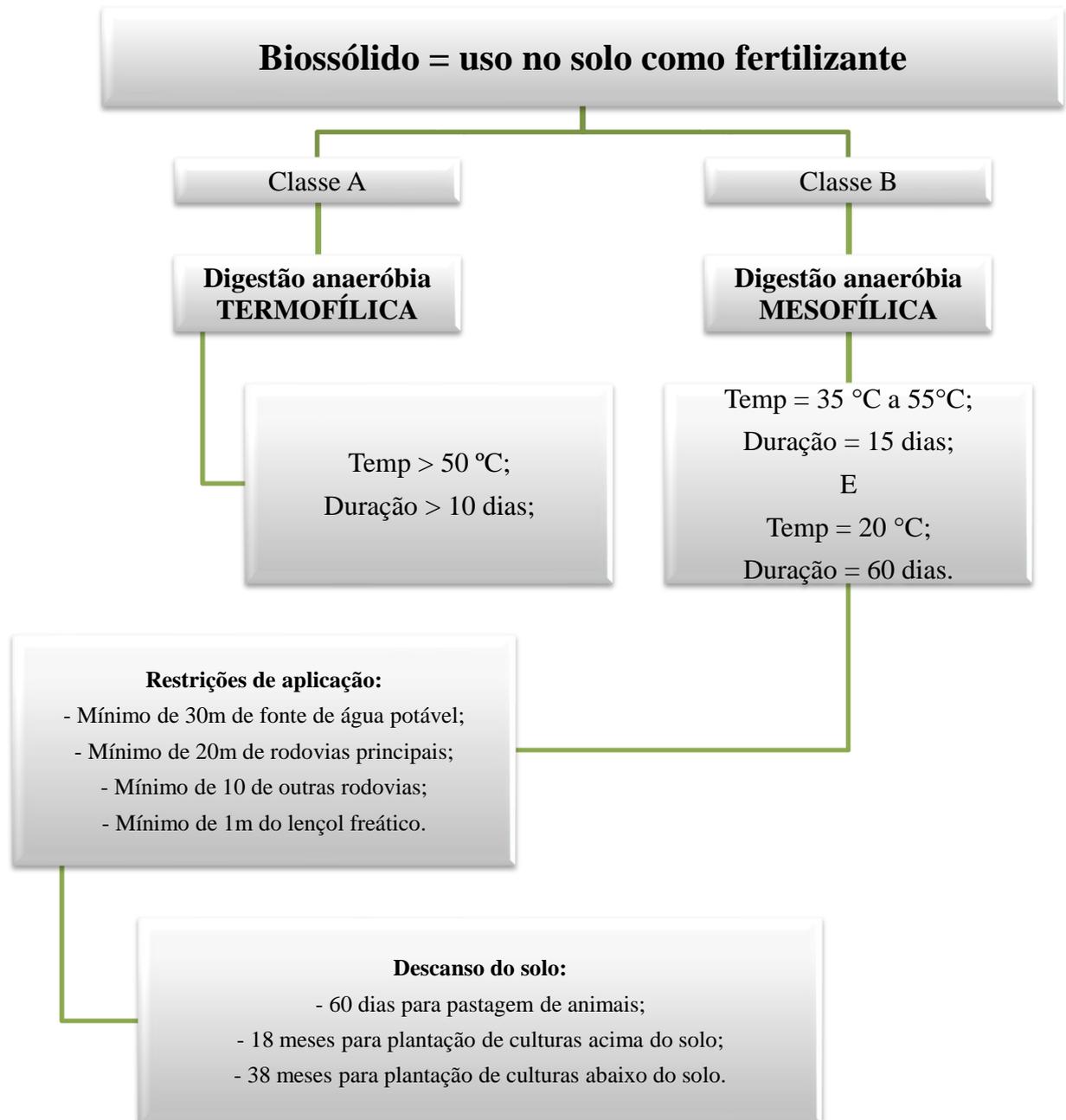
O biosólido pode ser classificado como de Classe A ou Classe B, variando de acordo com a temperatura e o tempo de duração do tratamento, o que a partir disso pode ser definido a sua destinação final (LOVERING, 2018).

De acordo com Lovering (2018), o biosólido Classe A é originado da digestão anaeróbia termofílica, que necessita de uma temperatura maior que 50°C e um tempo de retenção de pelo menos 10 dias consecutivos. Já o biosólido Classe B é oriundo da digestão anaeróbia mesofílica, que é aquela com duração de 15 dias a uma temperatura de 35°C a 55°C e 60 dias a uma temperatura de 20°C.

O biosólido Classe A e Classe B podem ser vendidos ou distribuídos para compostagem, porém o uso destes no solo é restrito. O da Classe B, pode ser aplicado em lugares com acesso restrito de pessoas, estar a no mínimo 30 metros de fontes de água potável, 20 metros de rodovias principais e 10 metros de outras rodovias. Também não podem ser colocados em locais que o lençol freático esteja a menos de 1 metro da superfície, pois caso seja utilizado desta maneira, necessita-se de um descanso de 60 dias para o uso do solo como pastagem para animais, 18 meses para culturas acima do solo e 38 meses para culturas abaixo do solo (LOVERING, 2018). Na Figura 16 apresenta-se a sequência sugerida após a classificação do biosólido e suas destinações recomendadas (LOVERING, 2018).

Entretanto, essa classificação unicamente pela temperatura a qual foi conduzido o processo de biodigestão, não é suficiente como um critério técnico-sanitário que garanta a segurança do seu uso e manejo.

Figura 16. Características do biossólido gerado



Fonte: Lovering (2018)

Então, devido aos aspectos sanitários desse resíduo, Gurmessa et al. (2020) mostraram a necessidade da obtenção de técnicas focadas em manejo para a determinação de uma maior eficiência na retirada de patógenos durante o processo de digestão anaeróbia. Assim, a Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006, “define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências”, visto que este produto final pode contar elementos químicos e patógenos danosos à saúde humana e ao meio ambiente (CONAMA, 2006).

Para a aplicação deste produto final no sólido, há a necessidade de ser feita a caracterização do potencial agronômico do produto final, onde são avaliados os seguintes parâmetros: carbono orgânico, fósforo total, nitrogênio Kjeldahl, nitrogênio amoniacal, nitrogênio nitrato/nitrito, pH em água, potássio, sódio, enxofre, cálcio, magnésio, umidade e sólidos voláteis e totais. E também mostra-se necessário avaliar a presença de substâncias inorgânicas do biossólido, assim analisa-se a quantidade de arsênio, bário, cádmio, chumbo, cobre, cromo, mercúrio, molibdênio, níquel, selênio e zinco, com valores determinados pela Resolução nº 375/2006 (CONAMA, 2006).

Como neste trabalho não foram avaliados o nível de contaminação do biossólido obtido após encerrado o teste BMP, mesmo porque o teste utiliza o resíduo seco em estufa a 65 °C, há a necessidade de maiores estudos da aplicabilidade deste resíduo em solo, visto que de acordo com a literatura existem vários parâmetros a serem analisados. Esta avaliação só seria possível utilizando-se os resíduos *in natura*, como se espera que sejam utilizados em escala real. Neste caso, em futuros estudos, recomenda-se uma avaliação criteriosa da concentração destes organismos patogênicos no biossólido/lodo para que sejam propostos pós-tratamentos (calagem, solarização, etc) adequados à sua sanitização sem riscos sanitários na sua disposição ambiental, visando principalmente os riscos do ponto de vista zoonótico. Recomenda-se o estudo das características patogênicas mais aprofundadamente, verificando presença de microrganismos residuais, sua carga, sua natureza, a presença de esporos, ovos de helmintos e sobretudo, a viabilidade e impactos destes organismos após aplicação no solo. Estes estudos não foram conduzidos neste nível por este trabalho, mas são fortemente recomendados na sequência de outros que se interessem pelo tema. Desta feita a aplicação deste resíduo no solo deve seguir critérios técnicos normativos disponíveis. Há nitidamente a necessidade de se aprofundar neste tema, visto ainda ser bastante recente seus estudos.

6 CONCLUSÕES

A geração *per capita* dos dejetos de cachorro obtido por este estudo que foi de 215,8 g/dia.animal esteve dentro do relatado pela literatura.

Dejetos de cachorros são excelentes substratos para digestão anaeróbia, produzindo biogás com elevada concentração de metano (~79%) para fins de valorização energética (calor/energia).

O potencial de metano médio máximo foi de 123,8 Nml.g⁻¹.SV (sem bicarbonato) sendo semelhante a outros resíduos agroindustriais de alta biodegradabilidade.

Todos os modelos cinéticos testados foram compatíveis e apresentaram excelentes ajustes com os dados experimentais e podem ser utilizados para melhor caracterizá-los. O Modelo do Cone foi o que melhor se adequou a ambas as configurações experimentais estudadas (com e sem bicarbonato).

A introdução de bicarbonato de sódio apresentou alteração significativa no potencial de geração de metano, mas de forma negativa, podendo indicar algum efeito bacteriostático. Entretanto, o bicarbonato apresentou interação positiva proporcionando uma maior velocidade da biodegradação (taxa de geração de metano diária) e um menor tempo (25%) para a estabilização da matéria orgânica (tempo de detenção hidráulico menor para atingir a produção de 90% do total acumulado de metano no fim do experimento em comparação ao teste sem bicarbonato).

O biossólido obtido necessita de maiores estudos futuros, visto que o resíduo utilizado foi seco a 105 °C e em escala real espera-se a utilização do resíduo in natura, então deve-se estudar mais profundamente do ponto de vista zoonótico a presença de patógenos no biossólido/lodo final obtido no processo para a intervenção de pós-tratamentos.

Destaca-se ainda a dificuldade de encontrar dados relacionados ao tema deste trabalho (dejetos de cachorro) na literatura, por ser provavelmente um tema que se encontra em fase inicial de investigação pela comunidade científica.

7 REFERÊNCIAS

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos**. NBR 10006. 2004.

ABREU NETO, M.S.; OLIVEIRA, R.A. Remoção de matéria orgânica, de nutrientes e de coliformes no processo anaeróbio em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, v. 29, n. 1, p. 148-161, 2009. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162009000100015> » <https://doi.org/10.1590/S0100-69162009000100015>

ABU-REESH, I. M. Kinetics of anaerobic digestion of labaneh whey in a batch reactor. **Afr. J. Biotechnol.** V. 13, n. 16, p. 1745-1755. 2014. <https://doi.org/10.5897/AJB2013.13310>

AFONSO, M. V. R.; JESUS, N. G.; OLIVEIRA, N. S.; RABELO, W. O.; JORGE, A. L. T. A.; ALMEIDA, G. M. Avaliação e composição nutricional de rações secas para cães adultos. **PUBVET**, v. 15, n. 07, p 1-7, 2021. <https://doi.org/10.31533/pubvet.v15n07a853.1-7>

ALVES, A. J. S.; GUILLOUX, A. G. A.; ZETUN, C. B; POLO, G.; BRAGA, G. B.; PANACHÃO L. I.; SANTOS, O.; DIAS, R. A. Abandono de cães na América Latina: revisão de literatura. **Revista de Educação Continuada em Medicina Veterinária e Zootecnia do CRMV-SP**, v. 11, n. 2, p. 34-41, 2013. Disponível em: <<https://www.revistamvezcrmvsp.com.br/index.php/recmvz/article/view/16221>>. Acesso em: 10 de janeiro de 2022.

AMARAL, A. C.; STEINMETZ, R. L. R.; KUNZ, A. 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.

ANDRADE, M. M. M. **Parâmetros operacionais da digestão anaeróbia de resíduos de alimentos para fins energéticos**. Tese em Tecnologias Energéticas e Nucleares, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), 96 p., 2018.

ANGELIDAKI, I.; ALVES, M.; BOLZONELLA, D.; BORZACCONI, L.; CAMPOS, J. L.; GUWY, A. J.; KALYUZHNYI, S.; JENICEK, P.; VAN LIER, J. B. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. **Water Science & Technology**, v. 59, n. 5, p. 927-934, 2009. DOI: 10.2166/wst.2009.040

APHA. **Standard Methods for the examination of water and wastewater** – American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmentlar Federation, 20th ed. Washington. 1998.

APPELS, L.; LAUWERS, J./ DEGRÈVE, J.; HELSEN, L.; LIEVENS, B.; WILLEMS, K.; IMPE, J. V.; DEWIL, R. Anaerobic digestion in global bio-energy production: Potential and research challenges. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 9, p. 4295–4301, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.07.121>

ARIUNBAATAR, J.; SCOTTO DI PERTA, E.; PANICO, A.; FRUNZO, L.; ESPOSITO, G.; LENS, P. N. L.; PIROZZI, F. Effect of ammoniacal nitrogen on one-stage and two-stage anaerobic digestion of food waste. **Waste Management**, v. 38, p. 388–398, 2015.

ARRUDA, K. B. & FURTADO, G. D. Comportamento e bem-Estar de cães nas entidades de Controle de Zoonoses: Perspectivas e desafios à proteção da Saúde Pública e do Meio Ambiente. **Revista Educação Ambiental em Ação**, v. 16, n. 59, p. 1-8, 2017. Disponível em: <<http://www.revistaea.org/artigo.php?idartigo=2676>>. Acesso em: 22 de janeiro de 2022.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2020**. São Paulo, SP, 2020.

BAJPAI, P. **Anaerobic Technology in Pulp and Paper Industry**, Springer Briefs in Applied Sciences and Technology, 2017

BARREIRA, P. **Biodigestores: energia, fertilidade e saneamento para a zona rural**. 3ª Edição. São Paulo – SP: Editora Ícone, 2011.

BAUMGUERTNER, M. M. **Valorização Energética de Resíduos de Kiwi por meio da Digestão Anaeróbia**. Dissertação em Engenharia Química, Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). 115 p. 2018.

BELONI, M. V.; FERREIRA, N. S.; IGNACCHITI, M. D. C.; OTENIO, M. H.; RESENDE, J. A. Biodigestão anaeróbia: uma alternativa viável para a redução dos impactos causados pelos dejetos da pecuária leiteira. Cap. 22. **Tópicos especiais em Ciência Animal IX**. 1ª ed. Programa de Pós-graduação em Ciências Veterinárias CCAE – UFES. 2020.

BIOENERGY INSIGHT. **Vancouver considers anaerobic digestion to tackle dog waste**. Bioenergy Insight, 2019. Disponível em: <<https://www.bioenergy-news.com/news/vancouver-considers-anaerobic-digestion-to-tackle-dog-waste/>>. Acesso em: 10/04/2022.

BNDES. **Panorama da pecuária sustentável**. Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior, 2012. Disponível em: <https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/bitstream/1408/1491/3/A%20set.36_Panorama%20da%20pecu%C3%A1ria%20sustent%C3%A1vel_P.pdf>. Acesso em: 20/01/2021

BORGES, A. C. P.; SILVA, M. S.; ALVES, C. T.; TORRES, E. A. Energias renováveis: uma contextualização da biomassa como fonte de energia. **REDE–Revista Eletrônica do Prodema**, Fortaleza, v. 10, n. 2, p. 23-36, 2017.

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

CARVALHO, A.; R. FRAGOSO, R.; J. GOMINHO, J.; E. DUARTE, E.; Effect of Minimizing d-Limonene Compound on Anaerobic Codigestion Feeding Mixtures to Improve Methane Yield. **Waste Biomass Valor**, [s.l], p. 1-9, 2017.

CBKC. Confederação Brasileira de Cinofilia. **Dados estatísticos da CBKC em 2020**. 2020. Disponível em:< <https://cbkc.org/cbkc/estatisticas/2020> >. Acesso em: 27/11/2021

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2. Ed. Belo Horizonte: DESA, UFMG, 2007.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores Anaeróbios: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Belo Horizonte: UFMG, v. 5, 2008.

CHRISTY, A. Anaerobic Digestion and Other Alternatives for Dog Waste Management and Education in Thurston County. Pacific Shellfish Institute. 2013.

CINQUEPALMI, V.; MONNO, R.; FUMAROLA, L.; VENTRELLA, G.; CALIA, C.; GRECO, M. F.; VITO, D.; SOLEO, L. Environmental contamination by dog's faeces: a public health problem?. **International journal of environmental research and public health**, v. 10, n. 1, p. 72-84, 2012

COLATTO, L; LANGER, M. Biodigestor – Resíduo sólido pecuário para produção de energia. **Unoesc & Ciência – ACET**, Joaçaba, v. 2, n. 2, p. 119- 128, jul./dez. 2011.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006**. Define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. 29 de agosto de 2006.

CONFERÊNCIA DAS PARTES – **COP-20. 2014**. Disponível em: <http://www.wwf.org.br/wwf_brasil/?42902/COP20-Desenho-de-novo-acordo-climtico-aindatem-lacunas-importantes>. Acesso em: 20 de fevereiro de 2022.

COSTA, M. F. **Estudo do destino e impacto ambiental das fezes de cães domésticos na grande Florianópolis – SC**. Trabalho de conclusão de curso em zootecnia. Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC. P. 39. 2019.

DELAHOY, M. J; WODNIK, B; MCALILEY, L; PENAKALAPATI, G; SWARTHOUT, J; FREEMAN, M. C; LEVY, KAREN. Pathogens transmitted in animal feces in low- and middle-income countries. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**. Atlanta, V. 221, n. 4, P. 661-676, 2017.

DETMANN, E.; SOUZA, M.A.; VALADARES FILHO, S.C.; QUEIROZ, A.C.; BERCHIELLI, T.T.; SALIBA, E.O.S.; CABRAL, L.S.; PINA, D.S.; LADEIRA, M.M.; AZEVEDO, J.A.G. **Métodos para Análise de Alimentos - INCT - Ciência Animal**. 1.ed. Visconde do Rio Branco: Suprema, 2012. 214p

DHANALAKSHMI, S. V.; RAMANUJAM, R. A. Biogas generation in a vegetable waste anaerobic digester: An analytical approach. **Research Journal of Recent Sciences** , v.1, n.3, p.41-47, 2012.

DOS PASSOS, A. J.; MARTINS, V. **Emergência De Zoonoses Transmitidas Por Animais Silvestres**. Anais do Seminário Interinstitucional de Ensino, Pesquisa e Extensão, UNICRUZ: Cruz Alta, p. 2-8, 2020.

EDWIGES, T.; FRARE, L.; MAYER, B.; LINS, L.; TRIOLO, J. M.; FLOTATS, X.; COSTA, M. S. S. M. Influence of Chemical composition on biochemical methane potential of fruit and vegetable waste. **Waste Manag.** V. 71, p. 618-625, 2018

EMBRAPA. **Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ)**. Manual de métodos de análise de solo / Centro Nacional de Pesquisa de Solos. – 2. ed. rev. atual. – Rio de Janeiro, 1997. 212p.

ESCCAP. EUROPEAN SCIENTIFIC COUNSEL COMPANION ANIMAL PARASITES. **Endoparasites Guidelines**; 2020. Disponível em: <<https://www.esccap.org/parasites/Endoparasites/1/#p7>>. Acesso em: 20 de janeiro de 2022.

FARIAS, R. C.; SANTOS, J. P.; NASCIMENTO, E. F.; MENDES, J. R.; SOUSA, R. F. V.; CARDOSO, D. R. F.; FONSECA, F. R. L.; COSTA JUNIOR, E.; SILVA, K. M. R.; MACHADO, J. L. C.; WERNECK, G. L.; GOMES, R. B. B. Estudo comparativo entre metodologias para o diagnóstico da leishmaniose visceral humana: uma revisão integrativa. **Brazilian Journal of Development**, v.6, n. 9, p. 71398-71409, 2020.

FERNANDES, D. M. **Biomassa e Biogás da Suinocultura**. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura) – Programa de Pós-Graduação em Energia na Agricultura, Universidade Estadual do Oeste do Paraná-UNIOESTE, 209 f., Cascavel-Pr, 2012.

FERREIRA, B. O. **Avaliação de um sistema de metanização de resíduos alimentares com vistas ao aproveitamento energético do biogás**. Dissertação (Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2015.

FERREIRA, V. A.; TAMBOUGI, E. B. Fontes de energia renováveis geradas por meio dos dejetos de animais domésticos. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**. V. 10, n. 5, Curitiba – PR, 2016.

FEZZANI, B.; CHEIKH, R. B. Two-phase anaerobic co-digestion of olive mill wastes in semi-continuous digesters at mesophilic temperature. **Bioresource technology**, v. 101, n. 6, p. 1628–34, 2010.

FIRMO, A. L. B. **Estudo numérico e experimental da geração de biogás a partir da biodegradação de resíduos sólidos urbanos**. 2013. 286 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013.

FRANKE, D.; STRUBE, C.; EPE, C.; WELZ, C.; SCHNIEDER, T. Larval migration in PERL chambers as an in vitro model for percutaneous infection stimulates feeding in the canine hookworm *Ancylostoma caninum*. **Parasites & Vectors**, v. 4, n. 7, 2011.

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

GALBIATTI-SILVEIRA, P. Energia e mudanças climáticas: impactos socioambientais das hidrelétricas e diversificação da matriz energética brasileira. **Opini3n Juridica**. V. 17, n. 33, 2018. <http://dx.doi.org/10.22395.ojum.v17n33a5>

GONZÁLEZ, C.G.; GALILEA, N.M.; PIZARRO, K. Larva migrans cutânea autóctona em Chile. A propósito de um caso. **Revista Chilena de Pediatria**, v. 86, n. 6, p. 426-429, 2015

GUERI, M. V. D.; SOUZA, S. N. M.; KUCZMAN, O.; SCHIRMER, W. N.; BURATTO, W. G.; RIBEIRO, C. B.; BESINELLA, G. B. Digest3o anaer3bia de resíduos alimentares utilizando ensaios BMP. **BIOFIX Scientific Journal**. V. 3, n. 1, p. 08-16, 2018. DOI: dx.doi.org/10.5380/biofix.v3i1.55831

GURMESSA, B.; PEDRETTI, E. F.; COCCO, S.; CARDELLI, V.; CORTI, G. Manure anaerobic digestion effects and the role of pre-and post-treatments on veterinary antibiotics and antibiotic resistance genes removal efficiency. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 721, p. 137532, 2020.

HANSEN, T. L.; SCHMIDT, J. E.; ANGELIDAKI, I.; MARCA, E.; LA COUR JANSEN, J.; MOSBAEK, H.; CHRISTENSEN, T. H. Method for determination of methane potential of solid organic waste. **Waste Management**. Oxford, v. 24, p. 393-400, 2004.

INOUE, K. R. A.; SOUZA, C. F.; MATOS, A. T. DE.; SANTOS, N. T.; FERREIRA, W. P. M. Concentra3o de nutrientes em plantas de milho, adubadas com biofertilizantes, obtidos na digest3o anaer3bia da manipueira. **Engenharia na agricultura**, v. 19, n. 3, p. 236–243, 2011.

INSTITUTO PET BRASIL. **Censo Pet: 139,3 milh3es de animais de estima3o no Brasil**. 2018. Disponível em: < <http://institutopetbrasil.com/imprensa/censo-pet-1393-milhoes-de-animais-deestimacao-no-brasil/>> Acesso em: 05/01/2021 KOUGIAS, P. G.; ANGELIDAKI, I. Biogás and its opportunities – A review. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*. V. 12, n. 14, 2018.

IVANOVA, L. K.; RICHARDS, D. J.; SALMANN, D. J. The long-term settlement of landfill waste. *Waste and Resource Management. Proceedings of the Institution of Civil Engineers*, p. 121-133, 2008.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. **Fundamentos da digest3o anaer3bia, purifica3o do biogás, uso e tratamento do digestato**. 1 ed. Conc3rdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2019.

LEIFELD, V.; RIVAS, L. M. C. G.; BARANA, A. C. Compara3o entre filtros biol3gicos anaer3bios para o tratamento de efluentes de abatedouro com diferentes sistemas de alimenta3o. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v.1, p. 102-107, 2009.

LIN, L.; XU, F.; GE, X.; LI, Y. Improving the sustainability of organic waste management practices in the food energy water nexus: a comparative review of anaerobic digestion and composting. **Renew. Sustain. Energy Ver.**, v. 89, p. 151-167, 2018.

LIU, C. F.; ZENG, G. M.; LI, W. W.; LI, J. Prediction of methane yield at optimum pH for anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. **Bioresource technology**, v. 99, n. 4, p. 882–8, 2008.

LOVERING, K. Comparative Analysis of Dog Waste Processing Methods for Metro Vancouver. **UBC Sustainability Scholar**, 2018.

MACEDO JÚNIOR, A. M. Covid-19: calamidade pública. **Medicus**. V. 2, n. 1, 2020. DOI: <https://doi.org/10.6008/CBPC2674-6484.2020.001.0001>

MACIEL, L. L. L. Biomassa: uma fonte renovável para geração de energia elétrica no Brasil. **Revista de trabalhos acadêmicos – Universo Campos dos Goytacazes**. N. 13, 2019.

MAPA - MINISTÉRIO DA AGRICULTURA PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **Nota técnica**: diagnóstico da expansão da adoção da tecnologia de tratamento de dejetos animais (TDA) no território brasileiro entre 2010 e 2019. Brasília: Governo MAPA, 2019.

MAO, C.; FENG, Y.; WANG, X.; REN, G. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable*. **Energy Reviews**, V. 45, p. 540–555, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.032>

MARTÍNEZ-SABATER, E.; GARCÍA-MUÑOZ, M.; BONETE, P.; RODRIGUEZ, M.; SÁNCHEZ-GARCÍA, F. B.; PÉREZ-MURCIA, M. D.; BUSTAMANTE, M. A.; LÓPEZ-LLUCH, D. B.; MORAL, R. Comprehensive management of dog faeces: Composting versus anaerobic digestion. **Journal of Environmental Management**. v. 250, 2019.

MAZON, M. S.; MOURA, W. G. Cachorros e humanos: Mercado de rações pet em perspectiva sociológica. **Civitas – Revista de Ciências Sociais**. Vol. 17, n. 1, 2017. <http://doi.org/10.15448/1984-7289.2017.1.25292>

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

NEMIROFF, L.; PATTERSON, J. Design, testing and implementation of a large-scale urban dog waste composting program. **Compost Sci. Util**, v. 15, p. 237-242, 2007.

NGUI, R.; LIM, Y.A.; ISMAIL, W.H.W.; LIM, K.N.; MAHMUD, R. Case report: zoonotic *Ancylostoma ceylanicum* infection detected by endoscopy. *American Journal of Tropical Medicine*, v. 91, n. 1, p. 86–88, 2014.

NGUYEN, L. N.; NGUYEN, A. Q.; NGHIEM, L. D. Microbial community in anaerobic digestion system: progression in microbial ecology. **Water and wastewater treatment technologies**. Singapore: Springer, p. 331-355, 2019.

OJEDA, L.; VASCONCELLOS, L. M.; SILVA, S. N. **Projeto de um biodigestor de dejetos de gado leiteiro para uma pequena propriedade rural**. Anais do 10º SALÃO INTERNACIONAL DE ENSINO, PESQUISA E EXTENSÃO – SIEPE. Universidade Federal do Pampa. Santana do Livramento, 6 a 8 de novembro de 2018.

OKOROIGWE, E.C.; IBETO, C.N.; EZEMA, C.G. Experimental study of anaerobic digestion of dog waste. **Sci. Res. Essays**, v. 9, n. 6, p. 121-127, 2014.

OKOROIGWE, E.C.; IBETO, C.N.; OKPARA, C.G. Comparative study of the potential of dog waste for biogas production. **Trends Appl. Sci. Res.** v. 5, n. 1, p. 71–77, 2010.

OLIVEIRA, D. E. P. **Estudo de viabilidade da produção de energia elétrica a partir do biogás gerado pela biodigestão de resíduos sólidos orgânicos de uma central de abastecimento paulista.** 2019. 64 f. Dissertação (Mestrado em Cidades Inteligentes e Sustentáveis) - Programa de Mestrado em Cidades Inteligentes e Sustentáveis, Universidade Nove de Julho, São Paulo, 2019.

OLVERA, J. R. e LOPEZ-LOPEZ, A. Biogas production from anaerobic treatment of agroindustrial wastewater. In: KUMAR, S. (Ed.). **Biogas. Rijeka: IntechOpen**, p. 91-112. 2012.

OKOROIGWE, E. C.; IBETO, C. N.; EZEMA, C. G. Experimental study of anaerobic digestion of dog waste. **Academic Journals.** v. 9, n. 6, p. 121-127, 2014. DOI: 10.5897/SRE2013.5705

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE - OMS. **Tópicos em saúde: zoonoses;** 2017. Disponível em: <<https://www.who.int/topics/zoonoses/en/>>. Acesso em: 21 de janeiro de 2022.

PAIVA, A. B.; SOUZA, F. S.; LISBÔA, R. D. S. Ocorrência de parasitos com potencial zoonótico em áreas de feiras públicas da cidade de Manaus, AM. **Revista Brasileira de Higiene e Sanidade Animal**, v. 8 n. 4, p. 234-242, 2014.

PAIVA FLORES, J.; FEILSTRECKER, M.; CHARVET, P. Avaliação da maturação e contaminação de compostos obtidos pela compostagem de resíduos domiciliares com aplicação de fezes caninas. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: investigación, desarrollo y práctica**, v. 8, n. 3, p. 385-396, 2015.

PARK, K.; PARK, H.; HWANG, H.; RYU, J.; LEE, K.; JANG, K. 2018. Case report: space-occupying lesion in the liver related to preprandial hunger and hepatic visceral larva migrans. **The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**, v. 99, n. 6, p. 1602-1605, 2018.

PENTEADO, M. C.; SCHIRMER, W. N.; DOURADO, D. C.; GUERI, M. V. D. Análise do potencial de geração de biogás a partir da biodigestão anaeróbia da vinhaça e bagaço de cana. **BIOFIX Scientific Journal.** V. 3, n. 1, p. 26-33, 2018. DOI: [dx.doi.org/10.5380/biofix.v3i1.56013](https://doi.org/10.5380/biofix.v3i1.56013)

PHETYIM, N; WANTHONG, T; KANNIKA, P; SUPNGAM, A. Biogas Production from Vegetable Waste by using Dog and Cattle Manure. **Energy Procedia.** Thanyaburi, v. 79, p. 436 – 441, nov. 2015

PITK, P.; KAPARAJU, P.; PALATSI, J; AFFES, R.; VILU, R. Co-digestion of sewage sludge and sterilized solid slaughterhouse waste: Methane production efficiency and process limitations. **Bioresource Technology**, v. 134, p. 227-232, 2013.

RAJAGOPAL, R.; MASSÉ, D. I.; SINGH, G. A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia. **Bioresource technology**, v. 143, p. 632–641, set. 2013.

RAPOSO, F.; DE LA RUBIA, M. A.; BORJA, R.; ALAIZ, M. Assessment of a modified and optimised method for determining Chemical oxygen demand of solid substrates and solutions

with high suspended solid content. **Talanta**, v. 76, n. 2, p. 448-453, 2008. DOI: [10.1016/j.talanta.2008.03.030](https://doi.org/10.1016/j.talanta.2008.03.030)

REIS, A. D. S. **Tratamento de Resíduos Sólidos Orgânicos em Biodigestor Anaeróbio**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Centro Acadêmico do Agreste, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Caruaru. 2012.

RITTO, C.; ALVARENGA, B. **A casa agora é dos cães - e não das crianças**. Veja, 4 jun. 2015 < 2015 <http://veja.abril.com.br/noticia/entretenimento/a-casa-agora-e-dos-caes-e-nao-das-criancas> > Acesso em: 04 de março de 2021.

ROS, M.; DE SOUZA OLIVEIRA FILHO, J.; MURCIA, M. D. P.; BUSTAMANTE, M. A.; MORAL, R.; COLL, M. D.; SANTISIMA-TRINIDAD, A. B. L. e PASCUAL, J. A. Mesophilic anaerobic digestion of pig slurry and fruit and vegetable waste: dissection of the microbial community structure. **Journal of Cleaner Production**, v. 156, p. 757-765, 2017

SANTOS, E. L. B.; JUNIOR, G. N. Produção de biogás a partir de dejetos de origem animal. **Tekhne e Logos**. SP, v. 4, n. 2, 2013. ISSN 2176-4808.

SANTOS, L. A. **Potencial de Geração de Biogás a partir de Resíduos Agroindustriais de Frutas**. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco, Campus Recife, 2019. 186 pp.

SANTOS, L. A.; VALENÇA, R. B.; SILVA, L. C. S.; HOLANDA, S. H. B.; SILVA, A. F. V.; JUCÁ, J. F. T.; SANTOS, A. F. M. S. Methane Generation potential through anaerobic digestion of fruit waste. **Journal Of Cleaner Production**. V. 256, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120389>

SANTOS, M. D.; BRAGA, D. V. V. **ANIMAIS SINANTRÓPICOS X TRANSMISSÃO DE ZOONOSES: PERCEPÇÃO DOS MORADORES DO SERTÃO CENTRAL PERNAMBUCANO**. VI CONGRESSO INTERNACIONAL DAS CIÊNCIAS AGRÁRIAS. COINTER PDVAgro 2021. ISSN: 2526-7701. DOI: 10.31692/2526-7701.2021.

SCHEFFER, G.K. Abandono de animais: um estudo criminológico no estado do Rio Grande do Sul. **O despertar da consciência: anais do VI congresso mundial de bioética e direito animal**; João Pessoa, Paraíba; 2018. Disponível em: <<https://portalseer.ufba.br/index.php/ABDA/issue/download/1698/516>>. Acesso em: 21 de janeiro de 2022.

SERRANO-RUIZ, J.C. Biomass: a renewable source of fuels, chemicals and carbon materials. **Molecules**, v. 25, p. 1-3. 2020.

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

SILES, J. A.; VARGAS, F.; GUTIÉRREZ, M.C.; CHICA, A. F.; MARTÍN, M. A. Integral valorisation of waste orange peel using combustion, biomethanisation and co-composting Technologies. **Bioresource Technology**, Essex, v. 211, p. 173-182, 2016.

SILVA, A. S.; SOUZA, R. P.; SANTOS, V. R. N.; SANTOS, J. B. S.; CRAVEIRO, J. V. S.; NUNES, G. D. L.; SANTOS, P. L.; CAMPOS, R. N. S. Diagnóstico parasitológico de cães recolhidos pelo centro de controle de zoonoses em região do agreste do Brasil. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**. V. 3, n. 4, p. 2935-2940, 2020. DOI: 10.34188/bjaerv3n4-016

SILVA, J. L. G.; SILVA, A. C. C.; MITO, J. Y. L.; VENDRAME, M. G.; NASCIMENTO, K. R.; MENDES, I. S. **Estimativa do potencial de produção de biogás no Brasil a partir de dejetos suínos**. IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais. 05 a 07 de maio de 2015. Rio de Janeiro, RJ. 2015.

SILVA, M. H. S.; SILVA, J. A.; MAGALHÃES, D. F.; SILVA, M. X.; MENESES, J. N. C.; MOREIRA, E. C. Caracterização demográfica e epidemiológica de cães e gatos domiciliados em Barbacena, MG. **Arquivos Brasileiros de Medicina Veterinária e Zootecnia**. V. 62, n. 4, p. 1001-1006, 2010.

SILVA, P.; SALGADO, R.; COMITRE, R.; OLIVEIRA, V. S. **Construção de um biodigestor caseiro para obtenção de biogás e adubo**. IX Simpósio de Base Experimental das Ciências Naturais da Universidade Federal do ABC - 12 e 13 de agosto de 2011

SILVA, T. H. L.; SANTOS, L. A.; JUCÁ, J. F. T.; PORTO, T. S.; SANTOS, A. F. M. S. Determinação do potencial de metano de cama de frango através de ensaio BMP (Biochemical Methane Potential). **Revista GEAMA – Ciências Ambientais e Biotecnologia**. ISSN: 2447-0740. V. 5, n. 2, p.10-19, 2019.

SILVA, V. L.; ALVES, W. C. Análise físico-química de biofertilizante oriundo da decomposição anaeróbica de dejetos bovinos. **Gestão & Tecnologia**, Goiânia, v. 1, n. 28, p. 51–61, 2019.

SOUZA, F. L.; MARTINS, P. Ciência e tecnologia na escola: desenvolvendo cidadania por meio do projeto “biogás – energia renovável para o futuro”. **Química Nova na Escola**, v. 33, p. 19-24, 2011.

TAYLOR, L. Poop, Scoop and Compost: Proposal to Explore the Feasibility of Composting Dog Waste in Public Parks. National Coalition of People and Dogs. Handout, Vancouver, Canadá, p. 1-7, 2004.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. **Integrated solid waste management: engineering principles and management issues**. New York: Mcgraw-Hill, 978 p., 1993.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Embrapa**. Manual de métodos de análise de solo / 3. ed. rev. e ampl. – Brasília, DF, 2017

USDA. United States Department of Agriculture. National Resources Conservation Service. Fairbanks Soil and water conservtion District. **Composting dog waste**. 2005.

VALENÇA, R. B.; SANTOS, L. A.; FIRMO, A. L. B.; SILVA, L. C. S.; LUCENA, T. V.; SANTOS, A. F. M. S.; JUCÁ, F. T. Influence of sodiuin bicarbonate (NaHCO₃) on the methane generation potential of organic food waste. **Journal of Cleaner Production**. V. 317, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.clepro.2021.128390>

VAN SOEST, P. J.; ROBERTSON, J. S.; LEWIS, B. A. Methods for dietary fiber, neutral detergent fiber, and nonstarch polysaccharides in relation to animal nutrition. **Journal of Dairy Science**, Champaign, v. 74, n. 10, p. 3583-3597, 1991.

VAN SOEST, P. J. **Nutritional Ecology of the Ruminant**. 2. Ed. New York: Cornell University Press, 476 p., 1994.

VENTURA, K. S.; SUQUISAQUI, A. B. V. Aplicação de ferramentas SWOT e 5W2H para análise de consórcios intermunicipais de resíduos sólidos urbanos. **Ambiente Construído**. Vol. 20, n. 1, Porto Alegre, 2020.

WESTRUP, G.; DUARTE, G. W.; ALBERTON, J.; NIEHUES, R. C.; ROCHA, D. A.; VANDRESEN, S. ESTUDO DA VIABILIDADE ECONÔMICA DE GERAÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA A PARTIR DE BIOGÁS PROVENIENTE DE DEJETOS DE SUÍNOS DE UMA PROPRIEDADE RURAL EM FORQUILHINHA/SC. **Rev. Ciênc. Cidadania** - v.1, n.1, 2015.

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

YE, R.; JIN, Q.; BOHANNAN, B.; KELLER, J. K.; MCALLISTER, S. A.; BRIDGHAM, S. D. pH controls over anaerobic carbon mineralization, the efficiency of methane production, and methanogenic pathways in peatlands across an ombrotrophic–minerotrophic gradient. **Soil Biol. Biochem**, V. 54, p. 36–47, 2012. doi: 10.1016/j.soilbio.2012.05.015

ZANELLA, J. R. C. Zoonoses emergentes e reemergentes e sua importância para saúde e produção animal. **Pesquisa agropecuária brasileira**; v. 51, p. 510-519, 2016.

ZHANG, C.; SU, H.; BAEYENS, J.; TAN, T. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 38, p. 383– 392, 2014.

ZHANG, X.; QIU, W.; CHEN, H. Enhancing the hydrolysis and acidification of steamexploded cornstalks by intermittent pH adjustment with an enriched microbial community. **Bioresource technology**, v. 123, p. 30–35, 2012.

ZHAO, C.; YAN, H.; LIU, Y.; HUANG, Y.; ZHANG, R.; CHEN, C.; LIU, G. Bio-energy conversion performance, biodegradability, and kinetic analysis of different fruit residues during discontinuous anaerobic digestion. **Waste Manag.** V. 52, p. 295-301. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.03.028>.

ZIEMIŃSKI, K.; FRĄC, M. Methane fermentation process as anaerobic digestion of biomass: transformations, stages and microorganisms. **African Journal of Biotechnology**, Nairobi, v. 11, n. 18, p. 4127-4139, 2012