

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE GOIÁS
CÂMPUS CENTRAL - SEDE ANÁPOLIS - CET
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM ENGENHARIA AGRÍCOLA
KARINA RABELO FONSECA

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE GERAÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DO
DEJETO BOVINO POR MEIO DA BIOAUMENTAÇÃO**

ANÁPOLIS-GO

2023

KARINA RABELO FONSECA

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE GERAÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DO
DEJETO BOVINO POR MEIO DA BIOAUMENTAÇÃO**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Goiás - UEG, Câmpus Central - Sede Anápolis – CET, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola.

Área de concentração: Engenharia de Sistemas Agroindustriais

Orientadora: Profa. Dra. Roberta Passini

Co-orientador: Prof. Dr. Dans Pereira Barbosa

ANÁPOLIS-GO

2023

KARINA RABELO FONSECA

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE GERAÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DO
DEJETO BOVINO POR MEIO DA BIOAUMENTAÇÃO**

Dissertação defendida ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia Agrícola, Campus Central - Sede Anápolis – CET, Universidade Estadual de Goiás, para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola.

Aprovado

(a): _____, _____ de _____ de _____.

Banca examinadora

Prof. Dra. Roberta Passini
Orientadora
Universidade Estadual de Goiás

Profa. Dra. Luana Alves Akamine
Avaliadora
Colégio Tecnológico do Estado de Goiás

Prof. Dr. Sérgio Botelho de Oliveira
Avaliador
Instituto Federal de Goiás

ANÁPOLIS – GO

2023

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus por guiar os meus passos e por me dar forças ao longo desses anos para concluir essa jornada.

A minha mãe Lucélia Rabelo e ao meu padrasto Helvécio Rocha por sempre acreditarem em mim, pelo apoio, auxílio, paciência, dedicação e por compartilharem comigo os momentos de lutas e conquistas. Ao meu noivo Matheus Mendes, por toda ajuda e apoio.

Em especial aos professores Segio Botelho e Danni Pereira por todo ensinamento e suporte, sem vocês nada disso seria possível! Serei eternamente grata por tudo que fizeram por mim.

A minha professora e orientadora Roberta Passini, pelos anos de orientação, apoio, dedicação, confiança e pela sua imensa paciência comigo.

A minha família que sempre esteve comigo me apoiando e dividindo os momentos de angústia e alegria, em especial meus avós Antônia e Antônio, meu irmão Lucas Rabelo e aos meus tios Adriana e Deuzimar que me ajudaram nesse processo.

Mais que em especial a minha amiga/irmã Kedina Dias que sempre esteve ao meu lado em todas as etapas da minha vida, e fundamentalmente me ajudou em todas as etapas deste trabalho, por sua dedicação, amizade e apoio nos momentos mais difíceis.

A Andréia Fonseca e Laís Medeiros, minha eterna gratidão por toda ajuda, prestatividade, paciência e essencial auxílio fornecido durante todo o desenvolvimento do projeto.

As empresas e a Fazenda Escola/EVZ, pela confiança e gentileza em cederem o biorremediador, inóculo e o dejetos bovino, respectivamente, para a realização do experimento.

Aos Professores do Programa de Mestrado em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Goiás, por toda contribuição para o meu crescimento pessoal e profissional.

Ao Programa de Mestrado *Stricto Sensu* em Engenharia Agrícola e a Universidade Estadual de Goiás pela possibilidade de alcançar tal mérito.

À CAPES - Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, pela concessão da Bolsa de Mestrado para a realização deste estudo.

E a todos que indiretamente colaboraram para realização deste trabalho!

“A única coisa permanente é a mudança.”

Heráclito (500 a. C.)

RESUMO

Faz cada vez mais necessário a busca por alternativas que permitam tratar os dejetos da produção animal de maneira eficiente e que não resultem em aumento do custo do produto final. Dentre elas está a digestão anaeróbia (DA), que consiste em uma técnica que permite reciclar os resíduos orgânicos e gerar energia na forma de metano. Uma das alternativas para aumentar a eficiência de produção de biogás é potencializar as etapas do processo anaeróbio. Nestes sistemas pode-se empregar a técnica da biorremediação ou bioaugmentação, que é alcançada por meio da aplicação de bioaugmentador composto por bactérias facultativas ambientais. Portanto, objetivou-se avaliar o potencial de produção de biogás a partir do da DA de dejetos bovinos utilizando a bioaugmentação, otimizando os parâmetros operacionais em sistema de biorreatores do tipo batelada. Foi utilizado um delineamento inteiramente casualizado, com quatro tratamentos e três repetições. Os tratamentos foram diferentes composições do substrato e adição de biorremediador, na digestão anaeróbia, em biodigestores do tipo batelada, sendo: DB (Somente dejetos bovinos, controle); DBI (Dejetos bovinos + inóculo); DBI3 (Dejetos bovinos + inóculo + 3 mL de aditivo biorremediador); DBI9 (Dejetos bovinos + inóculo + 9 mL de aditivo biorremediador). Foi utilizado o inóculo de um reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) de uma unidade de tratamento de efluentes de indústria alimentícia. A formulação do biorremediador foi em gel, contendo esporos bacterianos ambientais, sendo composto por diferentes concentrações de *Bacillus megaterium*, *Bacillus mycoides*, *Bacillus amyloliquefaciens* e *Bacillus thermoglucosidasius*. Os substratos foram caracterizados quanto ao pH, Massa Seca (MS), Massa Seca Orgânica (MSO) e Massa Seca Inorgânica (MSI), razão de carbonato orgânico total/carbonato inorgânico total (FOS/TAC) e concentração de nutrientes. Para avaliação da eficiência do sistema, foi realizada a quantificação do volume de biogás, bem como avaliadas as características e concentrações dos gases gerados nos biodigestores. Os dados foram submetidos à análise de variância, pelo teste F, e quando significativas, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey, a 5% de significância. No que se refere à MS do dejetos bovinos e do inóculo, foram encontradas médias de 13,07 e 8,49%, respectivamente. Com relação à MSO, o dejetos bovinos e o inóculo apresentaram médias de 11,59 e 5,95%, respectivamente. Já no que se refere à MSI, inóculo apresentou maior média, de 2,54% em relação ao dejetos bovinos (1,48%). O processo de biodigestão perdurou por um período total de 65 dias, com produção máxima

variando de 0,19 a 5,21 L_N g⁻¹ de MSO. A utilização do inóculo, bem como o inóculo juntamente com o biorremediador proporcionou melhor desempenho na produção de biogás durante todo o período experimental. As avaliações realizadas visando o aumento na produção de biogás de reatores do tipo batelada demonstraram que inclusão de inóculo no processo de DA foi eficiente em aumentar a produção de biogás e a dose de 9 mL de biorremediador demonstrou melhores resultados.

Palavras-chave: Biodigestão. Bioaumentadores. Biometano. Dejetos bovinos. *Bacillus*.

ABSTRACT

It is increasingly necessary to search for alternatives that allow treating animal production waste efficiently and that do not result in an increase in the cost of the final product. Among them is anaerobic digestion (AD), which consists of a technique that allows recycling organic waste and generating energy in the form of methane. One of the alternatives to increase the efficiency of biogas production is to enhance the stages of the anaerobic process. In these systems, the technique of bioremediation or bioaugmentation can be used, which is achieved through the application of a bioaugmentator composed of environmental facultative bacteria. Therefore, the objective was to evaluate the potential for biogas production from AD of bovine manure using bioaugmentation, optimizing the operating parameters in a batch-type bioreactor system. A completely randomized design was used, with four treatments and three replications. The treatments were different compositions of substrate and addition of bioremediator, in anaerobic digestion, in batch-type biodigesters, as follows: DB (Bovine manure only, control); DBI (Bovine manure + inoculum); DBI3 (Bovine manure + inoculum + 3 mL of bioremediation additive); DBI9 (Bovine manure + inoculum + 9 mL of bioremediation additive). The inoculum from a UASB reactor (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) from a food industry effluent treatment unit was used. The bioremediator formulation was in gel, containing environmental bacterial spores, being composed of different concentrations of *Bacillus megaterium*, *Bacillus mycoides*, *Bacillus amyloliquefaciens* and *Bacillus thermoglucosidasius*. The substrates were characterized in terms of pH, Dry Mass (DM), Organic Dry Mass (MSO) and Inorganic Dry Mass (MSI), total organic carbonate/total inorganic carbonate ratio (FOS/TAC) and nutrient concentration. To evaluate the efficiency of the system, the quantification of the volume of biogas was carried out, as well as the characteristics and concentrations of the gases generated in the

biodigesters. Data were submitted to analysis of variance, using the F test, and when significant, the means were compared using Tukey's test, at 5% significance level. With regard to DM of bovine manure and inoculum, averages of 13.07 and 8.49% were found, respectively. Regarding MSO, bovine manure and inoculum showed averages of 11.59 and 5.95%, respectively. With regard to MSI, inoculum had the highest average, 2.54% compared to bovine manure (1.48%). The biodigestion process lasted for a total period of 65 days, with maximum production ranging from 0.19 to 5.21 LN g⁻¹ of MSO. The use of the inoculum, as well as the inoculum together with the bioremediator provided better performance in the production of biogas throughout the experimental period. The evaluations carried out with a view to increasing the production of biogas from batch reactors demonstrated that the inclusion of inoculum in the AD process was efficient in increasing the production of biogas and the dose of 9 mL of bioremediator showed better results.

Keywords: Biodigestion. Bioaugmenters. Biomethane. Bovine manure. *Bacillus*.

LISTA DE FUGURAS

TABELA 1- Caracterização do dejetos bovino e inóculo utilizados em sistema de biodigestores de batelada durante o experimento, Goiânia, 2022.....	30
TABELA 2- Valores médios de caracterização do dejetos bovino em relação à composição de minerais.....	31
TABELA 3- Valores médios de pH para o afluente e efluente dos diferentes tratamentos, estudados nos biodigestores tipo batelada.....	32
TABELA 4- Valores médios dos teores de Proteína, Fósforo e relação FOS/TAC.....	33
TABELA 5- Concentrações de dióxido de carbono (CO ₂), metano (CH ₄) e gás sulfídrico (H ₂ S) no biogás.....	34

LISTA DE TABELAS

TABELA 1- Caracterização do dejetos bovino e inóculo utilizados em sistema de biodigestores de batelada durante o experimento, Goiânia, 2022.....	30
TABELA 2- Valores médios de caracterização do dejetos bovino em relação à composição de minerais.....	31
TABELA 3- Valores médios de pH para o afluente e efluente dos diferentes tratamentos, estudados nos biodigestores tipo batelada.....	32
TABELA 4- Valores médios dos teores de Proteína, Fósforo e relação FOS/TAC.....	33
TABELA 5- Concentrações de dióxido de carbono (CO ₂), metano (CH ₄) e gás sulfídrico (H ₂ S) no biogás.....	34

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	12
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	15
2.1	Geração de resíduos agropecuários e agroindustrial.....	15
2.2	Características e propriedades dos dejetos bovinos.....	16
2.3	Biodigestores.....	17
2.3.1	Digestão anaeróbia e produção de biogás.....	18
2.4	Biotecnologia.....	22
2.4.1	Substratos e inóculo.....	22
2.4.2	Biorremediação.....	24
2.4.3	Bioaugmentação.....	25
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	27
3.1	Local.....	27
3.2	Delineamento e tratamentos experimentais.....	27
3.3	Substrato, inóculo e aditivo biorremediador.....	27
3.4	Reatores Anaeróbios.....	28
3.4.1	Condições iniciais do biodigestor.....	29
3.4.2	Análise do biogás.....	29
3.5	Análises físico-químicas das amostras.....	30
3.6	Análise estatística.....	31
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	32
4.1	Caracterização dos substratos.....	32
4.2	Minerais.....	32
4.3	pH.....	33
4.4	Proteína, Fósforo e FOS/TAC.....	34
4.5	Composição do biogás.....	36
4.7	Produção de biogás.....	38
5	CONCLUSÕES.....	40
6	REFERÊNCIAS.....	41

1 INTRODUÇÃO

O Brasil se destaca mundialmente como um grande produtor de produtos de origem animal, ganhando postos como: 2º produtor mundial de frangos de corte, atingindo o 1º lugar como país exportador desta categoria; 4º lugar na produção e exportação de suínos; 2º maior produtor de carne bovina e de vitelo (USDA, 2022) e 4º produtor mundial de leite (FAO, 2022).

As intensas atividades industriais e agroindustriais brasileiras geram grandes quantidades de resíduos – cerca de 1,27 Bi ton ano⁻¹ (PNRS, 2020). A Lei nº 12.305/10, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) é bastante atual e contém instrumentos importantes para permitir o avanço necessário ao país no enfrentamento dos principais problemas ambientais, sociais e econômicos decorrentes do manejo inadequado dos resíduos sólidos (LIMA, 2016).

As áreas de concentração de produção animal, sem manejo adequado dos resíduos, podem causar: eutrofização dos corpos d'água e morte de organismos aquáticos; contaminação das águas subterrâneas por nitrato; excesso de nutrientes e metais tóxicos nos solos; contaminação dos solos por patógenos e liberação de gases na atmosfera, como amônia e metano (ECYCLE, 2016).

Diante disso, se faz cada vez mais necessário a busca por alternativas que permitam tratar os dejetos da produção animal de maneira eficiente e que não resultem em aumento do custo do produto final. Dentre elas está a digestão anaeróbia (DA), que consiste em uma técnica que permite reciclar os resíduos orgânicos e gerar energia na forma de metano, além de biofertilizantes que promovem adubação orgânica (HEYDT *et al.*, 2015). Ademais, possibilita a geração de renda com o aproveitamento de subprodutos de valor agregado, que podem produzir ganho econômico quando transformados em energia elétrica e/ou térmica, créditos de carbono e biofertilizantes. No aspecto sanitário e ambiental evita a contaminação de rios e solos, a liberação de odores e reduz a carga patogênica do material. Além destes aspectos, promove o sequestro do gás metano seguido da conversão deste em gás carbônico através da queima (BARBOSA e LANGER, 2011; MANNING e HADRIC, 2015).

A DA é um processo alternativo para produção de energia renovável, sustentável e ambientalmente correta, pois aumenta a oferta energética, possibilitando assim, que unidades domiciliares ou industriais, com difícil acesso de redes convencionais, possam usufruir da

energia gerada, através do uso do biogás, como fonte de calor e de geração de eletricidade. Além dos ganhos com o biofertilizante gerado, possibilita a fertilização do solo, redução dos custos de adubação, possibilidades de comercialização de créditos de carbono e diminuição dos custos de operação no setor agropecuário (HAACK e OLIVEIRA, 2013).

O dejetos bovino representa um excelente substrato para a DA, pois contém nutrientes e microrganismos necessários para iniciar o processo de degradação anaeróbia (HEPP, 2016). Por se tratar de dejetos de ruminante, o processo geralmente ocorre de forma mais rápida devido à presença de microrganismos que atuam na biodigestão anaeróbia (GALBIATTI *et al.*, 2010; JUNQUEIRA, 2011).

A atividade de pelo menos três comunidades bacterianas é necessária nas cadeias bioquímicas que liberam metano. Em primeiro lugar, durante a hidrólise, enzimas extracelulares degradam carboidratos complexos, lipídios e proteínas nas suas unidades constitutivas. A seguir, ocorre a fermentação, em que os produtos da hidrólise são convertidos em ácido acético, hidrogênio e dióxido de carbono. Bactérias mediando tais reações exaurem o oxigênio residual no digestor, proporcionando condições adequadas para o processo final (metanogênese), no qual bactérias anaeróbicas controlam a produção de metano dos produtos da acidogênese (SALMINEM e RINTALA, 2002).

Outra forma de aumentar a eficiência de geração de biogás em processos anaeróbios, mais precisamente aumentando a produção de gás metano, é potencializar as etapas do processo anaeróbio. Nestes sistemas pode-se empregar a técnica da biorremediação ou bioaugmentação, que é alcançada por meio da aplicação de bioaugmentador composto por bactérias facultativas ambientais (BIOTRADE BIOTECNOLOGIA AMBIENTAL, 2018).

Pode-se definir a biorremediação como um processo biotecnológico no qual se utiliza o metabolismo de microrganismos para a eliminação rápida de poluentes, com o objetivo de reduzir sua concentração a níveis aceitáveis (YAKUBU, 2007). Este processo nada mais é do que a utilização de processos biológicos, os quais transformam a matéria orgânica em compostos mais simples, como água, gás carbônico e sais minerais (KANIA, 2018).

O processo de remoção de matéria orgânica promovido pelas bactérias facultativas da formulação do bioaugmentador baseia-se na ativação de enzimas hidrolíticas produzidas (protease, lipase, amilase e celulase), que são responsáveis pela quebra de compostos mais complexos (BIOTRADE BIOTECNOLOGIA AMBIENTAL, 2018).

Durante as etapas do processo anaeróbio é gerado o gás sulfídrico, que reduz uma pequena fração de gás metano ao final do processo de metanogênese. Uma forma de impedir a emissão de gás sulfídrico (H_2S) é a utilização de bactérias do gênero *Bacillus* (presentes no bioaumentador), que modulam a rota metabólica do processo anaeróbio, competindo assim com bactérias que produzem esses gases odoríficos (BIOTRADE BIOTECNOLOGIA AMBIENTAL, 2018).

A técnica de bioaumentação vem sendo bastante utilizada no processo de digestão anaeróbia para aumentar a produção e a qualidade do biogás. Segundo Manyuchi (2016), a digestão anaeróbia de lodo de esgoto utilizando Acti-zyme®, um inóculo comercial em condições mesofílicas de 37°C, promoveu a produção de biogás com menor composição de C, rico em biometano e quase livre de H_2S e nitrogênio.

Desta forma, o presente trabalho teve como objetivo avaliar o potencial de geração de biogás a partir do dejetos bovino utilizando a bioaumentação, otimizando os parâmetros operacionais em sistema de biorreatores do tipo batelada.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Geração de resíduos agropecuários e agroindustriais

A preocupação ambiental é um tema crescente em toda a sociedade, pois o meio ambiente e sua preservação afetam diretamente a qualidade de vida e saúde humana. O crescimento populacional e a aceleração da urbanização ao longo do tempo mudaram a dinâmica da relação entre o homem e a natureza (EL-DEIR *et al.*, 2017). Nesse contexto, as cidades estão no foco da problemática ambiental, pois a concentração dos seres humanos e o processo de dominação do espaço urbano acelera a degradação do meio ambiente (PEREIRA, 2012). Inserida nesta questão está o gerenciamento adequado dos resíduos produzidos pelas atividades antrópicas, pois esses, quando não dispostos adequadamente, afetam tanto o meio ambiente quanto a população (EL-DEIR *et al.*, 2017).

O Brasil, como grande produtor agrícola, gera expressivas quantidades de biomassa resultantes da colheita e processamento de produtos agropecuários (CHRISTO *et al.*, 2018). A geração de resíduos sólidos nas propriedades rurais é um dos grandes problemas enfrentados pelo agropecuarista, sendo que, a destinação inadequada ocasiona danos ambientais, como a contaminação do solo, das águas e dos animais (NOGUEIRA *et al.*, 2015).

A tendência de longo prazo da produção de energia convencional apresenta um quadro de esgotamento progressivo de fontes tradicionais (por exemplo, hidroeletricidade, carvão, petróleo) (MILANEZ *et al.*, 2018). Nesse sentido, um esforço na busca por suprir as demandas energéticas com base nos processos mais sustentáveis do ponto de vista econômico, social e ambiental, revela um importante espaço para o desenvolvimento da agroenergia. Ela trata do conjunto de produtos derivados da biomassa produzidos ou liberados pela atividade humana ou animal, que podem ser transformados em fontes energéticas para usos humanos distintos, como eletricidade, calor e transporte (MAPA/SPA, 2018).

Neste campo, a inserção de novos modelos de geração de energia elétrica, como a proveniente a partir de resíduos agropecuários obtidos no processo produtivo do campo, se configura, em princípio, como um ganho incontestável tanto para a sociedade quanto para o meio ambiente. O reaproveitamento de resíduos como matéria-prima para a produção de biogás apresenta-se como uma alternativa energética renovável interessante (HASAN, *et al.*, 2019). Sua utilização em larga escala pode proporcionar a diminuição da dependência dos

combustíveis fósseis (NETO *et al.*, 2010). Nesse contexto, a biodigestão de resíduos sólidos orgânicos aparece como fonte promissora de energia, uma vez que, no processo de digestão anaeróbica, a biomassa é convertida em biogás rico em metano, amplamente utilizado como fonte de energia (WANG *et al.*, 2012), representando uma alternativa econômica e eficaz para a mitigação do impacto ambiental (ALVARADO *et al.*, 2014).

Portanto, o reaproveitamento da biomassa remanescente da agricultura e agroindústria para a produção de biogás, além de evitar o acúmulo de resíduos, também é fundamental para reduzir a dependência de fertilizantes químicos importados, tendo em vista que a tecnologia do biogás também gera como produto final os biofertilizantes (RAO, 2007; KOMINKO *et al.*, 2017), bem como viabiliza a sustentabilidade do crescimento da produção agrícola (IPEA, 2012).

O manejo dos resíduos por DA é imprescindível, posto que é um processo biológico que propicia simultaneamente: (1) o tratamento dos resíduos orgânicos, reduzindo a capacidade poluente que possuem, (2) a redução as emissões de gases de impacto no efeito estufa, de modo direto, por evitar as emissões da decomposição natural do dejetos no ambiente, ou de modo indireto, quando o biogás gerado substitui o uso de combustíveis fósseis e (3) a produção do biofertilizante, recurso valioso e estratégico como insumo agrícola de baixo custo (KAUFMANN, 2015; NESHAT *et al.*, 2017; SCARLAT *et al.*, 2018; DAMACENO *et al.*, 2019).

Finalmente, a produção do biogás, quando derivado de atividades agropecuárias, é também fator de segurança energética por diminuir as dificuldades de atendimento da demanda por energia elétrica em áreas distantes do meio rural (MILANEZ *et al.*, 2018).

2.2 Características e propriedades dos dejetos bovinos

Os dejetos dos bovinos apresentam uma grande quantidade de matéria orgânica e nutrientes, o que caracteriza um material de grande potencial de utilização como substrato para os processos biológicos de reciclagem. O desperdício destes dejetos causa impacto negativo ao meio ambiente e representa um prejuízo significativo para o produtor rural, pois a utilização dos produtos oriundos destes processos pode atender algumas necessidades básicas dos produtores rurais e aumentar os lucros com a atividade (FERREIRA, 2013).

Os dejetos produzidos pela bovinocultura são formados por macro e micronutrientes, sendo majoritariamente nitrogênio, fósforo e potássio em proporções variadas, salientando que a composição do esterco não é mesma para todos os bovinos (PARIZOTTO *et al.*, 2018). Essa diferente composição é responsável por alterar o nível de atividade microbiológica durante o processo de decomposição para cada tipo específico de dejetos (FERNANDES e SILVA, 1999).

A composição do dejetos bovino varia principalmente em função da alimentação dos animais, bem como com sua raça, idade, material utilizado como cama e com o seu próprio manejo, dificultando uma comparação direta entre as características físico-químicas dos excrementos de diferentes animais (SANTOS e NOGUEIRA, 2012). Devido à sua rica composição, o esterco bovino serve como substrato para vários microrganismos, sendo esses vetores de importância sanitária. Portanto, caso não seja estabilizado, pode se tornar um agente contaminador tanto do solo, vegetais e ar, quanto do seu operador (BARROS *et al.*, 2009).

2.3 Biodigestores

Embora a formação de biogás possa ocorrer naturalmente em pântanos, rios, lagoas, entre outros, por ação das arqueas metanogênicas, o biodigestor é um equipamento no qual são fornecidas as condições ideais para acelerar o processo de decomposição da matéria orgânica (VIEIRA, 2021).

O uso de biodigestores é uma tecnologia antiga e ao mesmo tempo promissora. É nele que o substrato é submetido ao processo de fermentação por microrganismos na ausência de oxigênio, o qual oferece meios interessantes para a agricultura local por permitir que os resíduos sejam convertidos em novos produtos: o biogás e o biofertilizante (VAN STAPPEN *et al.*, 2016; XAVIER *et al.*, 2016). Quando todo processo de instalação e condução são bem planejados, agregam valor às propriedades rurais (HERCULANO; SOUZA, 2016).

Existem vários tipos de biodigestores. A escolha do biodigestor para o processo dependerá do tipo de substrato a ser tratado, nível de investimento disponível e condições ambientais do local onde o mesmo será instalado (VIEIRA 2021). Entretanto, todos são compostos de duas partes: um recipiente para abrigar e permitir a digestão da biomassa, e um

gasômetro para armazenar o biogás produzido (DONGALA, 2010; MEGHVANSI *et al.*, 2018).

O biogás fica retido na parte livre do biodigestor e, em seguida, pode ser canalizado para ser utilizado em suas diversas aplicações (ARAÚJO, 2017). Os biodigestores anaeróbios podem ser divididos conforme o sistema de funcionamento, ou melhor, a regularidade das cargas e descargas do material orgânico, sendo: sistema batelada ou de fluxo não contínuo, de fluxo semi-contínuo e de fluxo contínuo (BERTOZZO, 2013).

De acordo com Gehring (2014), a alimentação contínua é uma técnica de introdução de material no biodigestor várias vezes por dia. No que se refere ao sistema de alimentação semi-contínuo, Gehring (2014) menciona que as cargas de resíduos são inseridas no biodigestor uma única vez durante o dia e não há interrupção do processo de fermentação no biodigestor. O resíduo a ser tratado é introduzido com baixa frequência e não de maneira contínua.

No sistema de alimentação descontínua ou batelada, a introdução do resíduo no biodigestor acontece uma única vez, ficando os resíduos armazenados até que o tempo de retenção hidráulica (TRH) termine e que haja a estabilização do material (GEHRING, 2014). Após o término do período de digestão anaeróbia, os resíduos são descarregados e o processo reiniciado (REIS, 2012).

Devido à sua simplicidade operacional, os sistemas em batelada são mais utilizados em locais onde a disponibilidade de matéria orgânica ofertada por períodos longos, por essa razão a produção de biogás não ocorre diariamente (BONTURI e VAN DIJK, 2012).

Nas propriedades rurais, a instalação dos biodigestores gera inúmeros benefícios, além de contribuir nas reduções dos gases de efeito estufa, dos patógenos, odores e teores de sólidos totais, o que implica de modo positivo no saneamento básico (FERREIRA *et al.*, 2018; MERLIN CHRISTY, 2014).

2.3.1 Digestão anaeróbia e produção de biogás

A biodigestão anaeróbia, também identificada como biogasificação ou biometanização, é uma das técnicas de conversão energética da biomassa que ocorre por meio de processos naturais de fermentação. Estes processos decorrem da ação de microrganismos anaeróbios, que degradam a matéria orgânica, e produzem o biogás, sendo este passível de

utilização como fonte de energia em queimadores, em motores geradores ou ainda como biocombustível veicular (XAVIER e LUCAS JÚNIOR, 2010).

A DA trata-se de um processo bioquímico que ocorre na ausência de oxigênio molecular livre, no qual um consórcio de microrganismos atua de forma sinérgica e protooperativa na conversão da matéria orgânica complexa (carboidratos, proteínas e lípidos) em metano (CH_4), compostos inorgânicos como o dióxido de carbono (CO_2), nitrogênio (N_2), amônia livre (NH_3), gás sulfídrico (H_2S) e traços de outros gases e ácidos orgânicos de baixa massa molecular, onde o efluente resultante, pode ser usado para fertirrigação como biofertilizante de solos (KOTHARI *et al.*, 2014; RAJENDRAN *et al.*, 2014). Entretanto, a composição do biogás varia com o tipo e a quantidade da biomassa colocada dentro do biodigestor e das condições favoráveis às atividades bacterianas anaeróbias (FERNANDES FILHO *et al.*, 2018).

A DA é um processo complexo pelo qual os microrganismos decompõem o material biodegradável na ausência de oxigênio, podendo ser resumida em quatro etapas: Hidrólise, Acidogênese, Acetogênese e Metanogênese.

Na hidrólise, os compostos de maior massa molar serão hidrolisados, por meio de enzimas, a compostos orgânicos mais simples. Em particular, polímeros, tais como polissacarídeos, lipídeos, proteínas e ácidos nucleicos, são digeridos formando os oligômeros e monômeros correspondentes. A acidogênese é realizada por bactérias acidogênicas, que transformam esses compostos em ácidos graxos voláteis, principalmente os ácidos: propiônico, butírico e valérico. Na acetogênese, as bactérias irão transformar os ácidos graxos voláteis (AGV) em ácido acético. Na última etapa, a metanogênese, as arqueobactérias metanogênicas acetoclásticas transformam o ácido acético em metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2). Também participam as bactérias hidrogenotróficas, que mantêm o equilíbrio do hidrogênio (H_2) no meio, utilizando-o para reduzir o CO_2 a CH_4 (GASPAR, 2003).

A intensidade e a duração do processo de DA depende do equilíbrio entre as comunidades microbianas presentes na biomassa. Esse equilíbrio é dependente de fatores relativos ao substrato (relação C:N, nutrientes, pH, capacidade de tamponamento, tempo de retenção e compostos inibitórios) e das condições de operação do biodigestor, como temperatura e carga orgânica (VAZ, 2019).

A metanogênese é sensível a variações de pH, ocorrendo de forma mais eficiente entre pH de 6,5 a 8 (DEMIRER e CHEN, 2005). Além do pH, a biodigestão é altamente sensível às mudanças repentinas de temperatura (PERRIGAULT *et al.*, 2012).

A temperatura é um dos fatores mais significativos da DA. A eficiência na produção de biogás do biodigestor anaeróbio normalmente aumenta com a elevação da temperatura. Em alguns casos pode aumentar 100% a produção de biogás para cada aumento de 10 °C, entre as temperaturas de 15 e 35 °C (COWLEY e BRORSEN, 2018).

A DA ocorre essencialmente em três faixas de temperatura diferentes, de acordo com a atividade dos microrganismos: faixa psicrófila, na qual os microrganismos são capazes de viverem e se multiplicarem em temperaturas entre os 10 e 20°C; faixa mesófila, a qual compreende temperaturas entre 20 a 45°C; e faixa termófila, com temperaturas no intervalo de 45 a 65°C. Uma temperatura de 35°C é usual para o regime mesófilo e 50°C para o regime termófilo (DEODATO, 2019). Faz-se indispensável, portanto, o controle da temperatura para a produção do biogás, tendo em vista que, valores fora dos parâmetros indicados irão comprometer os microrganismos responsáveis pelo processo (BOND e TEMPLETON, 2011).

Apesar dessa ampla faixa de temperatura para produção de metano por parte dos microrganismos, as arqueas mesofílicas são comumente indicadas para a produção de biogás a partir de resíduos animais, operando entre 35 e 37°C. As bactérias acidogênicas e as arqueas metanogênicas apresentam características diferentes, principalmente em relação às exigências nutricionais, a fisiologia, o pH, o crescimento e a sensibilidade quanto a variações de temperatura (CHERNICHARO, 1997).

Na gama de temperatura mais elevada, o metabolismo dos microrganismos metanogênicos pode lidar com taxas de cargas orgânicas mais elevadas, pois uma temperatura ótima acelera a atividade metabólica das comunidades microbianas no digestor (MEHARIYA *et al.*, 2018). Assim, em regime termófilo, a produção de biogás é maior, porém, as bactérias termófilas são muito mais sensíveis às influências do ambiente, nomeadamente às variações de temperatura e de pH, o que pode contribuir globalmente para uma diminuição da estabilidade do processo de DA (ARMAH e ARMAH, 2017). Deste modo, e uma vez que requer um menor *input* energético, a temperatura mesófila é normalmente considerada a faixa de operação ótima (GASHAW, 2014). Acredita-se que a utilização de arqueas mesofílicas são as mais indicadas, pois estes microrganismos exigem menos energia para o aquecimento, sendo mais estáveis (VAZ, 2019).

Quando a temperatura está abaixo da faixa ótima de produção de biogás, em torno de 10°C, a atividade dos microrganismos pode cair pela metade, o que comprova definitivamente que a temperatura afeta a taxa de crescimento bacteriano e a taxa de degradação da matéria orgânica, influenciando a quantidade e qualidade do gás produzido (VAZ, 2019).

A elevação da temperatura na faixa das arqueas mesofílicas apresenta inúmeros benefícios, incluindo melhora na solubilidade de compostos orgânicos, aumento da velocidade das reações bioquímicas e eliminação de patógenos (ANGELES, 2019). Em relação à velocidade de reprodução, quando comparadas às bactérias acidogênicas, as arqueas metanogênicas apresentam menor velocidade, além de serem mais sensíveis às condições adversas ou alterações das condições ambientes (ARAÚJO, 2017).

Outro fator que pode interferir no processo de DA é a relação carbono/nitrogênio (C/N), pois os microrganismos participantes deste processo necessitam expressamente de uma fonte de nitrogênio para a síntese de proteína. Desta forma, existe a necessidade de uma proporção adequada de nitrogênio e carbono no afluente, caso contrário, as bactérias serão incapazes de consumir o carbono presente e a biodigestão será ineficiente (RAO e SINGH, 2004).

Na DA, o nitrogênio é consumido pelos microrganismos na sintetização das proteínas e, caso a relação não seja adequada, há uma queda no desempenho do reator. Em razões elevadas de C/N, há um rápido consumo de nitrogênio pelas bactérias metanogênicas, ocasionando na ausência deste para reagir com o carbono, o que resultará na redução da produção de biogás. Por outro lado, em razões baixas de C/N, o nitrogênio se acumulará na forma de nitrogênio amoniacal, alterando o pH do reator (COURA, 2015; HEYDT *et al.*, 2015; SGORLON *et al.*, 2011).

Algumas características bioquímicas dos resíduos orgânicos podem causar efeitos inibitórios ou propiciar a formação de compostos secundários tóxicos as bactérias, o que torna necessário o conhecimento da composição dos resíduos antes mesmo de serem inseridos nos biodigestores para evitar instabilidade do processo e garantir eficiência ao tratamento (CHEN *et al.*, 2014; NESHAT *et al.*, 2017).

Falhas de DA ocorrem devido à presença de substâncias tóxicas no biodigestor, como componentes de substratos ou mesmo subprodutos metabolizados por microorganismos. As substâncias inibidoras mais comuns são nitrogênio amoniacal, sulfetos, metais tóxicos e contaminantes como antibióticos, desinfetantes, herbicidas. Se houver excesso de hidrogênio,

haverá inibição da atividade de microrganismos acetogênicos. Por outro lado, se a presença de ácidos orgânicos for excessiva, a degradação é bloqueada ou a relação sintrófica entre as bactérias acidogênicas e metanogênicas é desequilibrada. Então, os ácidos orgânicos irão se acumular, e ocorrerá a acidificação do sistema (SINGH *et al.*, 2020).

Tempo de retenção hidráulica (TRH) é o tempo necessário para a mistura ser digerida no biodigestor, o que ocorre quando a produção de gás é máxima, definindo o ponto de melhor qualidade do biogás (MAO *et al.*, 2015; SOUZA *et al.*, 2008). O TRH depende das características dos afluentes, das condições de temperatura e do tipo de biodigestor, devendo ser suficientemente longo para permitir a degradação eficiente da biomassa (BITTON, 2005; MAO *et al.*, 2015). Em países tropicais, o TRH varia de 30 a 50 dias, enquanto em países mais frios pode chegar a 100 dias (KUMAR *et al.*, 2013; RESENDE *et al.*, 2016).

2.4 Biotecnologia

2.4.1 Substratos e inóculo

Em razão dos processos que envolvem a DA, os substratos adequados têm como pré-requisito a biodegradabilidade e, devido a isso, a DA é aplicada principalmente em efluentes industriais, resíduos alimentares, resíduos agrícolas e lama de esgoto (ACHINAS *et al.*, 2007; SAWATDEENARUNAT *et al.*, 2015; SILVA, 2015). Os resíduos agroindustriais, os dejetos de animais e as culturas energéticas são tipos de biomassa mais comuns na submissão ao processo de DA (MONTGOMERY e BOCHMANN, 2014).

A esta diversidade de substratos passíveis de DA é um dos fatores que a torna destaque dentre outros processos de tratamento de resíduos. No entanto, alguns substratos podem apresentar características limitantes ao processo, assim a classificação da composição bioquímica dos resíduos é essencial (HAGOS *et al.*, 2017; MONTGOMERY e BOCHMANN, 2014).

No geral, a composição bioquímica de alguns resíduos (agricultura, dejetos animais, resíduos municipais e industriais) apresentam compostos orgânicos específicos e podem ser divididos nos grupos das proteínas, dos carboidratos, dos lipídios e dos lignocelulósicos (HAGOS *et al.*, 2017; LÜBKEN *et al.*, 2010), os quais interferem diretamente na estabilidade do processo e na eficiência da taxa de conversão ao biogás (MORALES-POLO *et al.*, 2018).

Os resíduos dos animais aptos à DA geram diferentes rendimentos de biogás, fato este relacionado com a composição de cada resíduo gerado, como as variações dos teores de proteínas, carboidratos e lignina (SUTARYO *et al.*, 2014).

A biomassa constituída por altos teores de proteína apresenta rápida conversão em biogás, mas pode liberar compostos inibidores ao processo como: amônia e sulfuretos. A biomassa composta por carboidratos, como o amido, é exemplo de substância de fácil hidrólise, porém, pode proporcionar menor teor de metano (LÜBKEN *et al.*, 2010; MORALES-POLO *et al.*, 2018). Por sua vez, a biomassa rica em lipídios apresenta maior rendimento de biogás, mas pode causar inibição ao processo devido à formação rápida e acúmulo de ácidos graxos de cadeia longa e ácidos graxos voláteis (MORALES-POLO *et al.*, 2018). E por fim, a lignocelulose que é uma cadeia de polímeros de lignina, celulose e hemicelulose, sendo que a celulose e a hemicelulose são mais susceptíveis a ação dos microrganismos (LÜBKEN *et al.*, 2010) e a lignina apresenta maior resistência à biodegradação (ZHENG *et al.*, 2014). A biomassa lignocelulósica é uma excelente oportunidade para converter dejetos de animais e resíduos vegetais em energia renovável (ACHINAS *et al.*, 2017; SAWATDEENARUNAT *et al.* 2015).

O dejetos de bovinos que é amplamente submetido à DA, entretanto, por apresentar teor de ST com aproximadamente 40 a 50% de material fibroso quando submetido na sua forma natural ao processo, não atinge seu potencial energético total, sendo assim, necessário o uso de técnicas para tornar o processo mais eficaz (ANGELIDAKI e BOE, 2005; IMENI *et al.*, 2019; MARAÑÓN *et al.*, 2012; ZULKIFLI *et al.*, 2015;).

Desse modo, as pesquisas atuais estão voltadas ao uso de técnicas de forma integrada, como na aplicação conjunta de um pré-tratamento mais a aplicação de aditivos, como no caso de substratos lignocelulósicos, a fim de uma conversão ao biogás mais eficiente (ZHANG *et al.*, 2018).

Vários estudos têm sido realizados com intuito de viabilizar a produção de biogás por outros métodos. Neste contexto, a adição de inóculo se destaca por utilizar parte do material que já passou pelo processo, capaz de fornecer ao novo substrato uma população adicional de microrganismos típicos da biodigestão anaeróbia (ARAÚJO, 2017). Em sistemas do tipo batelada, o biodigestor é preenchido totalmente em uma única vez com os resíduos orgânicos, com ou sem adição de inóculos. Diversos estudos mostram que, com a introdução de inóculos no meio, o desempenho do biodigestor tem melhorado, principalmente devido à aceleração do

processo de bioestabilização anaeróbia dos resíduos, que contribui para o aumento da densidade microbiana.

Vale ressaltar que, o sistema anaeróbio não é verificado imediatamente após a inserção do material no reator. É necessário um tempo de retenção, para que haja o crescimento dos microrganismos presentes e, consequente equilíbrio do sistema. O uso de inóculo pode ser importante, tanto nos estudos sobre fermentação anaeróbica, quanto no ponto de partida de reatores (SOUTO, 2005).

Considerando que, no início do processo de degradação a quantidade de ácidos e hidrogênio é maior em função da taxa de geração das bactérias formadoras de ácido, a adição de uma quantidade suficiente de organismos metanogênicos pode prevenir o desequilíbrio. A principal limitação da fermentação anaeróbia se deve à acidificação do meio, provocando diminuição do pH no interior do reator. Isso ocorre em função da grande quantidade de matéria orgânica biodegradável dos inóculos. Além disso, há aumento da produção de ácidos graxos voláteis, com consequente inibição da atividade metanogênica (BOUALLAGUI *et al.*, 2004). Sendo assim, para promover o controle de acidez durante o processo, utiliza-se inóculo com capacidade de tamponamento.

2.4.2 Biorremediação

A biorremediação é um processo no qual, organismos vivos, normalmente plantas ou microrganismos, são utilizados tecnologicamente para remover ou reduzir (remediar) poluentes do ambiente. A remoção pode ser realizada no local (*in situ*) ou fora deste (*ex situ*) (GAYLARDE *et al.*, 2005).

Para facilitar a degradação da matéria orgânica, aplicam-se microrganismos durante a digestão, os quais adicionados como culturas iniciadoras, facilitam a degradação, além de melhorar a viabilidade da biodigestão, reduzindo o tempo de retenção do material no digestor (COSTA *et al.*, 2013). O uso de remediadores compostos por microrganismos em meio anaeróbio, causam significativo aumento na taxa de biodegradação (COSTA *et al.*, 2013).

De acordo com Ollivier e Magot (2005), existem alguns métodos aplicados à biorremediação para acelerar a biodegradação. Dentre os diversos formatos e técnicas de aplicação para biorremediação pode-se destacar a bioaugmentação e a bioestimulação (MAUER, 2016). A bioestimulação é definida como a melhoria dos fatores ambientais, como

o pH, o teor de umidade, a temperatura, a correção de nutrientes (fontes de carbono orgânico, fósforo, nitrogênio, etc.) e de aceptores finais de elétrons. A bioaumentação, por sua vez, baseia-se na aceleração e aumento da eficiência de degradação do poluente pela inserção de linhagens alóctones (de outra região) que vão agir concomitantemente com os microrganismos autóctones (OLLIVIER e MAGOT, 2005).

As técnicas de biorremediação são consideradas econômicas em comparação com os processos convencionais, apresentam baixo consumo de energia, com alterações mínimas nas características físicas, químicas e biológicas do ambiente (TONINI *et al.*, 2010).

2.4.3 Bioaumentação

Uma alternativa para melhorar as características do dejetos para uso agrícola é a utilização de microrganismos promotores de degradação de resíduos orgânicos (RODRIGUES *et al.*, 2004). Esta tecnologia denominada bioaumentação constitui-se em uma das técnicas mais utilizadas de biorremediação, que se baseia na adição de microrganismos selecionados para degradação dos compostos orgânicos, além de macro e micronutrientes indispensáveis para uma boa atividade biológica (RODRIGUES, 2011).

Bioaumentação é definida como a suplementação de microrganismos externos, principalmente bactérias, de ocorrência natural, não patogênicos nem alterados geneticamente, a sistemas de tratamento de resíduos orgânicos, com o objetivo de aumentar a eficiência dos processos biológicos e, conseqüentemente, melhorar as características do efluente final (JERONIMO *et al.*, 2012).

Estes inóculos, comercialmente são conhecidos como biodegradadores naturais. Segundo fabricantes, os biodegradadores naturais são constituídos de microrganismos que tem capacidade de produzir enzimas, que degradam materiais orgânicos sem emissão de odores, reduzindo parâmetros de avaliação biológica, como Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), nitrogênio amoniacal e coliformes fecais, sem produzir detritos tóxicos ao meio ambiente (RODRIGUES, 2011).

Os aditivos bioquímicos para a bioaumentação são produtos biotecnológicos compostos por combinações de bactérias saprofíticas de ocorrência natural, não patogênicas, além de enzimas e nutrientes necessários a uma ótima atividade degradativa desses microrganismos (RODRIGUES, 2011).

A melhor performance da bioaumentação pode ser atingida pelo emprego dos microrganismos previamente selecionados aumentando assim a população e diversidade microbiana (BENTO *et al.*, 2005). A partir desse pressuposto, o aumento da comunidade microbiana específica, em conjunto com a adição de nutrientes, promove uma redução substancial no tempo de tratamento dos dejetos (PALÁCIO *et al.*, 2012).

Quando uma alta população microbiana selecionada é adicionada para degradação de altas taxas orgânicas, como os produtos para bioaumentação, a homeostase se rompe, permitindo maior degradação dos compostos orgânicos poluentes pelos microrganismos introduzidos e pelos nativos, que estavam sendo impedidos de degradar em todo seu potencial, devido ao equilíbrio entre as populações presentes no meio (JERONIMO *et al.*, 2012). Esta alteração na microbiota propicia melhora na qualidade final do efluente. Como a tendência natural é que os microrganismos nativos voltem a predominar, entrando novamente em equilíbrio, torna-se necessário a aplicação continuada dos aditivos bioquímicos, para evitar que a eficiência na remoção da carga orgânica seja prejudicada e volte aos patamares anteriores à aplicação (ALBUQUERQUE, 2000).

A atividade de *Bacillus* sp. contra um consórcio de bactérias redutoras de sulfato (BRS), bactérias que reduzem compostos de enxofre em H_2S , pode ser utilizada como uma estratégia para reduzir a concentração de gás sulfídrico em sistemas de biodigestão. O gênero *Bacillus* é conhecido por sua produção de antibióticos e enzimas hidrolíticas. A secreção de enzimas e antibióticos pode interagir antagonicamente a um consórcio de bactérias redutoras de sulfato (BRS). Para tanto, vale mencionar outra classe de antagonismo ligado ao substrato, em um ambiente natural pode ocorrer competição por nutrientes, quando dois organismos são capazes de utilizar os mesmos nutrientes (neste caso, sulfato), mas são afetados de forma diferente pelas condições ambientais, como temperatura e velocidade de reação. Aquele que se encontra em condições mais adequadas para seu desenvolvimento crescerá mais rapidamente, e com o tempo será capaz de suprimir o crescimento do outro. O gênero *Bacillus* foi selecionado por uma característica frequentemente associada a agentes de biocontrole e pela provável capacidade de produzir metabólitos extracelulares ativos contra outros microrganismos (GANA *et al.*, 2011).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Local

A pesquisa foi desenvolvida nos Laboratórios de Biodigestão e Manejo de Resíduos do Campus Central – Sede Anápolis – CET, da Universidade Estadual de Goiás (UEG) e Laboratório de Pesquisa Inorgânica e Tecnologia do Instituto Federal de Goiás (IFG), Câmpus Goiânia, durante os meses de novembro de 2021 a fevereiro de 2022. A classificação climática da região é tipo Aw, segundo Köppen, caracterizado por uma estação chuvosa (outubro-março) e outra seca (abril-setembro), com temperatura média de 22,4°C e pluviosidade média anual de 1586 mm.

3.2 Delineamento e tratamentos experimentais

Para o ensaio de digestão anaeróbia foram utilizados reatores do tipo batelada em regime de alimentação descontínuo.

Foi utilizado um delineamento inteiramente casualizado, com quatro tratamentos e três repetições, totalizando 12 unidades experimentais. Os tratamentos foram diferentes composições do substrato e adição de biorremediador, na digestão anaeróbia, em biodigestores do tipo batelada, sendo: DB – Somente dejetos bovinos (controle); DBI – Dejetos bovinos + inóculo; DBI3 – Dejetos bovinos + inóculo + 3 mL de aditivo biorremediador; DBI9 – Dejetos bovinos + inóculo + 9 mL de aditivo biorremediador.

3.3 Substrato, inóculo e aditivo biorremediador

O dejetos bovinos (DB) utilizado no experimento foi coletado de bovinos leiteiros da Fazenda Escola/EVZ, situada na Universidade Federal de Goiás, Goiânia-GO. A coleta foi realizada na sala de pré e pós-ordenha. Após a coleta, o dejetos foi armazenado em recipiente fechado e transportado para o Laboratório de Pesquisa Inorgânica e Tecnologia do Instituto Federal de Goiás, Câmpus Goiânia.

O DB foi caracterizado por meio das seguintes análises físico-químicas: pH, Massa Seca (MS), Massa Seca Orgânica (MSO), Massa Seca Inorgânica (MSI), razão carbonato

orgânico total/carbonato inorgânico total (TOC) relação FOS/TAC e concentração de minerais.

O inóculo utilizado foi coletado de um reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) de uma unidade de tratamento de efluentes da indústria Kraft Heinz, em Nerópolis, Goiás.

O biorremediador foi adquirido pela empresa Biotrade®. A formulação do biorremediador foi em gel, contendo esporos bacterianos ambientais, sendo composto por diferentes concentrações de *Bacillus megaterium* ($2,5 \times 10^7$ UFC mL⁻¹), *Bacillus mycoides* ($2,5 \times 10^7$ UFC mL⁻¹), *Bacillus amyloliquefaciens* ($2,5 \times 10^7$ UFC mL⁻¹) e *Bacillus thermoglucosidasius* ($2,5 \times 10^7$ UFC mL⁻¹), totalizando em $1,0 \times 10^8$ UFC mL⁻¹.

3.4 Reatores Anaeróbios

O sistema era constituído por 12 reatores de vidro com capacidade 1,4 L cada. Os reatores foram preenchidos por 1 L de biomassa mais inóculo, deixando aproximadamente 0,4 L de espaço vazio. Cada reator do equipamento continha a haste agitadora com duas pás (retas) com rotação de 60 rpm em um intervalo de um a cinco minutos, uma saída para retirada do digestato, uma saída de gás para um bag (confeccionados em tripla camada impermeável a gases), no qual o gás produzido foi armazenado (Figura 1).

Figura 1. Sistema de reatores do tipo batelada utilizados no experimento.



Fonte: Autor (2021).

Todos os reatores permaneceram em uma cuba termostatzada com o objetivo de manter a temperatura constante de 37°C. Cada bag de armazenagem possuía capacidade máxima de aproximadamente 2 L. Um plug de engate rápido com stop lock bidirecional na superfície de cada bag permitia que estes fossem desconectados e levados à capela, para a leitura da composição e do volume do biogás. Posteriormente a essa análise, os bags eram devolvidos aos reatores para serem novamente preenchidos.

3.4.1 Condições iniciais dos reatores

Para todos os reatores, a quantidade de DB utilizada foi de 112,86 g. Nos reatores em que foi utilizado o inóculo, o volume total foi completado com 887,14 g de inóculo, totalizando 1 L de substrato. Já nos reatores somente dejetado bovino, completou-se o volume com 887,14 g de água destilada, totalizando 1 L de substrato. O tempo de retenção hidráulica (TRH) adotado foi de 65 dias e a temperatura foi mantida em 37±2 °C.

3.4.2 Análise do biogás

A quantificação do volume de gás em cada bag foi realizada pelo aparelho RITTER Drum-Type Gas Meters Series TG (Wet-Test) (Bochum, Alemanha). Foi avaliada a composição do biogás (CH₄, CO₂ e H₂S) produzido nos reatores. Os valores foram expressos em m³ de biogás por kg de MSO (m³ kg_{MSO}⁻¹). Para isso foi utilizado um analisador cromatográfico (CG) da marca Perkin Elmer, modelo Clarus 580, com detectores do tipo FID (por ionização de chama) e TCD (condutividade térmica), equipado com metanador. A coluna capilar utilizada para o FID foi uma Elite Plot Q com 0,53 mm interno, 20 mm de espessura de filme de fase estacionária, 30 m de comprimento. A temperatura do injetor foi de 400°C, do detector FID 250°C, do detector TCD 200°C e do forno 60°C. O argônio foi utilizado como gás de arraste, devido à sua elevada condutividade térmica, associado com ar sintético e gás hidrogênio para a geração da chama do FID e do metanador.

Para comparar os sinais gerados pelas amostras e padrões, foram utilizadas curvas de calibração geradas a partir de padrão primário gasoso, para os gases detectáveis: etano, dióxido de carbono, hidrogênio, metano, monóxido de carbono e nitrogênio.

Para a determinação de amônia (NH_3) foi utilizado o kit portátil para análise de biogás, proveniente da empresa Alfakit®, em parceria com a Embrapa Suínos e Aves. A determinação de gás sulfídrico (H_2S) foi realizada pelo método 4500S2-H (SMWW, 2017).

3.5 Análises físico-químicas

Foram realizadas análises físico-químicas do afluente e efluente dos reatores. Foram analisados os seguintes parâmetros: pH, Massa Seca (MS), Massa Seca Orgânica (MSO), Massa Seca Inorgânica (MSI), relação carbonato orgânico total/carbonato inorgânico total (FOS/TAC) e nutrientes (fósforo, nitrogênio, potássio, zinco, cobre e selênio).

A relação FOS/TAC foi obtida por titulação. Sendo que o TAC (carbono inorgânico total) é o consumo de $0,05 \text{ mol L}^{-1}$ de ácido sulfúrico na titulação de uma amostra com pH até 5 e ao prosseguir a titulação até o pH 4,4, a partir da qual é possível deduzir a concentração de ácidos orgânicos - FOS (ácidos orgânicos voláteis) (RIEGER e WEILAND, 2016).

As determinações de fósforo total, nas amostras coletadas no afluente, foram realizadas pelo método colorimétrico usando em espectrofotômetro UV-VIS, conforme Malavolta *et al.* (1989). Os teores iniciais de carbono foram determinados pelo Método Gravimétrico (KIEHL, 1985) e o de nitrogênio pelo método Micro-Kjeldahl (IAL, 1985).

Os micronutrientes inorgânicos foram analisados por Espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP OES) foram zinco (Zn), ferro (Fe) e selênio (Se). Além desses, foram determinados os teores dos nutrientes cobalto (Co), cromo (Cr), magnésio (Mg), manganês (Mn), molibdênio (Mo) e níquel (Ni). Para análise da concentração destes nutrientes primeiramente foi feita a pesagem de 0,25 g da amostra, ($\pm 0,0001 \text{ g}$), em tubo de digestão de teflon e em seguida foram acrescentados 6 mL de ácido nítrico concentrado (HNO_3), 2 mL de peróxido de hidrogênio a 10% (H_2O_2) e 2 mL de água (H_2O) deionizada. Então, a amostra foi colocada no forno de micro-ondas CEM Matthews, modelo Mars 6 230/60 com a potência de 574W a $\pm 10\text{W}$ por 5 minutos. Após a digestão, as amostras foram transferidas para balões volumétricos de 50 mL e avolumados com água deionizada. No espectrômetro de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado foram feitas curvas padrões dos metais e as amostras foram analisadas na sequência.

3.6 Análise estatística

Os dados foram submetidos à análise de variância, pelo teste F, e quando significativas, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey, a 5% de significância. Como premissas, foram verificadas a homogeneidade das variâncias e a normalidade dos resíduos. Foi utilizado o programa computacional SISVAR 5.6 para as análises estatísticas (FERREIRA, 2014).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização dos substratos

A partir das amostras coletadas de substrato e inóculo, foi realizada a caracterização desse material através das análises de matéria orgânica, incluindo matéria seca (MS), matéria seca orgânica (MSO), matéria seca inorgânica (MSI), cujos resultados estão apresentados na Tabela 1.

TABELA 1- Caracterização do dejetto bovino e inóculo utilizados em sistema de biodigestores de batelada durante o experimento, Goiânia, 2022.

Parâmetros	Unidade	Dejeto bovino	Inóculo
Massa Seca	(%)	13,07	8,49
Massa Seca Orgânica	(%)	11,59	5,95
Massa Seca Inorgânica	(%)	1,48	2,54

Os teores de MS referem-se ao sólido total presente nos substratos, quer seja de origem orgânica ou inorgânica, e é um indicador da massa total a ser tratada (LIMA, 2016). No que se refere à massa seca do dejetto bovino e do inóculo, foram encontradas médias de 13,07 e 8,49%, respectivamente. Observa-se que o inóculo, que é proveniente de processo industrial alimentício, possui teor de MSO menor que o do substrato. LIMA *et al.* (2020), avaliando funcionamento de um biodigestor de baixo custo com uso de dejetto bovino, verificaram média de 19,35% para o teor de massa seca.

Com relação à MSO, que representa os sólidos orgânicos presentes no substrato, o dejetto bovino e o inóculo apresentaram médias de 11,59 e 5,95%, respectivamente. Já no que se refere à MSI, o inóculo apresentou maior média, de 2,54% em relação ao dejetto bovino (1,48%).

4.2 Minerais

Além dos macronutrientes, a disponibilidade de micronutrientes é essencial para a sobrevivência dos microrganismos. É de suma importância a disponibilidade de alguns nutrientes ao sistema de biodigestão, visto que estes são essenciais ao desenvolvimento e atividade dos microrganismos.

Os limites máximo e mínimo de concentração típicos de cada espécie são difíceis de definir, uma vez que existe uma grande diversidade de culturas, em parte caracterizadas por uma excepcional capacidade adaptativa. A fim de que se produza o máximo de metano do substrato utilizado, a disponibilidade dos nutrientes para os microrganismos deve ser mantida em níveis ótimos.

Com relação aos metais pesados, analisou-se as quantidades presentes no DB de cromo (Cr); cobre (Cu); Ferro (Fe); magnésio (Mg); manganês (Mn); Molibdênio (Mo); níquel (Ni) e Zinco (Zn) (Tabela 2). Os valores de cobalto (Co) e Selênio (Se) se encontraram abaixo do limite de detecção, podendo assim ser desconsiderados.

TABELA 2- Valores médios de caracterização do dejetos bovino em relação à composição de minerais.

Nutriente	Concentração (mg kg⁻¹)
Cobalto	*
Cromo	5,960
Cobre	81,835
Ferro	159,393
Magnésio	4,997
Manganês	0,003
Molibdênio	107,818
Níquel	186,730
Selênio	*
Zinco	6,799

* valor abaixo do limite de detecção

Em concentrações muito elevadas, os micronutrientes essenciais também podem ser tóxicos para os microrganismos. Os metais tóxicos, por exemplo, são danosos ao processo de digestão quando diluídos. Eles são agregados pelo sulfeto de hidrogênio, composto também formado durante o processo de digestão, e precipitados na forma de sulfeto de baixa solubilidade (FNR, 2010). Os metais tóxicos são danosos ao processo de digestão, porém a capacidade adaptativa dos microrganismos é alta e, portanto, não se podem considerar os limites como absolutos em qualquer situação (ROHSTOFFE, 2010).

4.3 pH

A Tabela 3 apresenta as médias de pH dos afluentes e efluentes. Os valores de pH encontrados, tanto no afluente como no efluente, estiveram dentro da faixa ótima (7,0 a 7,5) para formação de metano, segundo a FNR (2010).

TABELA 3- Valores médios de pH para o afluente e efluente dos diferentes tratamentos, estudados nos biodigestores tipo batelada.

Tratamentos	pH (afluente)	pH (efluente)
DB	7,3 a	7,5 a
DBI	7,3 a	7,7 a
DBI-3	7,2 a	7,5 a
DBI-9	7,4 a	7,6 a

DB: dejetos bovinos; DBI: dejetos bovinos com adição de inóculo; DBI-3: dejetos bovinos com adição de inóculo e 3 mL de aditivo; DBI-9: dejetos bovinos com adição de inóculo e 9 mL de aditivo.

Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não diferem entre si pelo teste Tukey ($p < 0,05$).

Foi observado que, em relação aos teores de pH, para todos os tratamentos as condições favoreceram o processo de biodegradação (produção de metano), pois todos apresentaram pH inicial (afluente) dentro da faixa ótima para desempenho das arqueias metanogênicas, pH entre 6 a 8 (CHERNICHARO, 2007). O pH é um fator fundamental no processo da digestão anaeróbia, por influenciar diretamente no crescimento e no comportamento das bactérias presentes na comunidade microbiana (NUNES, 2012).

É importante frisar que, diante das condições ótimas dos afluentes (pH próximo a neutralidade) não foi necessário o ajuste de pH dos reatores e, o uso do inóculo e do biorremediador não influenciaram o pH dos respectivos reatores.

Observou-se que os reatores apresentaram um ligeiro aumento no pH das amostras ao final do experimento (digestato), indicando que as diferentes condições não influenciaram no efeito de acidificação dos reatores, ou seja, no acúmulo de ácidos voláteis ao meio reacional. Tal fato pode ser explicado pela possível produção de substâncias alcalinizantes, como por exemplo, bicarbonatos, responsáveis pelo efeito tampão do meio reacional. Os resultados de pH do digestato final, para todos os tratamentos avaliados, mantiveram-se dentro da faixa considerada normal para o processo de digestão anaeróbia, visando produção de biogás.

Matos *et al.* (2017) relataram comportamentos similares (aumentos nos valores de pH ao término do processo de DA) ao monitorar a DA de oito protótipos de biodigestores batelada, alimentados com dejetos bovinos obtidos de dois sistemas distintos de produção (orgânico e convencional).

4.4 Proteína, Fósforo e FOS/TAC

A Tabela 4 expressa as concentrações de nitrogênio, fósforo e a relação FOS/TAC para os reatores do tipo batelada avaliados no experimento. Foram observadas diferenças significativas ($p < 0,05$) para estes parâmetros. Os teores de N e P foram maiores para o DB, em relação aos demais tratamentos. Para FOS/TAC os tratamentos DB e DBI-9 diferiram entre si, entretanto, foram semelhantes aos demais (DBI e DBI-3).

TABELA 4- Valores médios dos teores de Proteína, Fósforo e relação FOS/TAC.

Tratamentos	Nitrogênio (N) (mg NH ₃ Kg ⁻¹)	Fósforo (P) (mg P g ⁻¹)	FOS/TAC
DB	2.794,27 a	1,63 a	0,067 b
DBI	1.281,35 b	0,50 b	0,167 ab
DBI-3	1.069,79 b	0,47 b	0,233 ab
DBI-9	1.117,74 b	0,40 b	0,267 a

DB: dejetto bovino; DBI: dejetto bovino com adição de inóculo; DBI-3: dejetto bovino com adição de inóculo e 3 mL de aditivo; DBI-9: dejetto bovino com adição de inóculo e 9 mL de aditivo.

Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não diferem entre si pelo teste Tukey ($p < 0,05$).

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

Em relação aos teores de nitrogênio, o tratamento DB apresentou valor significativamente mais elevado em relação aos demais tratamentos. Verificou-se também que a inclusão de inóculo e do biorremediador, proporcionou uma redução nos valores de nitrogênio.

Embora o nitrogênio seja essencial para vida e crescimento dos microrganismos, é necessário o monitoramento do mesmo no reator, pois em altas concentrações torna-se um fator prejudicial ao sistema, devido ao favorecimento da formação de amônia livre (tóxicas $>150 \text{ mg L}^{-1}$) (CHERNICHARO, 2007). Esta molécula apresenta ampla facilidade em penetrar a membrana celular dos microrganismos, causando desequilíbrio de prótons e/ou deficiência de potássio, além de inibir as reações enzimáticas devido ao aumento do pH intracelular (AKINDELE e SARTAJ, 2018; AMARAL *et al.*, 2019).

Para o teor de fósforo, o tratamento DB diferiu dos demais, apresentando valor de 1,63 mg P g⁻¹. Assim como para o nitrogênio, pode-se observar que, os teores de P diminuíram de

acordo com o acréscimo do inóculo e do biorremediador, com médias de 0,50; 0,47 e 0,40 mg P g⁻¹ para os tratamentos DBI, DBI-3 e DBI-9, respectivamente.

A digestão anaeróbica eficiente também depende da manutenção de uma proporção desejável de FOS/TAC dentro do reator. Essa proporção é um parâmetro operacional importante que mede a proporção de ácidos graxos voláteis totais para carbonatos alcalinos totais no reator, indica a capacidade de tamponamento do sistema e pode ser um indicador precoce de potencial falha do reator (LOGAN *et al.*, 2019). O TAC mostra a capacidade tampão, e o valor FOS corresponde à concentração dos ácidos graxos orgânicos (NKUNA *et al.*, 2019).

No que se refere à relação FOS/TAC, verifica-se que os tratamentos DBI-9 e DB apresentaram diferença significativa em entre si, sendo a maior média, de 0,27 atribuída ao tratamento DBI-9. Os tratamentos DBI e DBI-3 não apresentaram diferença estatística entre si e os demais. Assim como no presente estudo, Barbosa (2017) analisou durante a fase operacional da digestão anaeróbia de vinhaça da cana-de-açúcar uma taxa de FOS/TAC entre 0,1 e 0,3, o que atribuiu à estabilidade entre a fase ácida e a metanogênese, consequentemente ao não acúmulo de ácidos no reator.

4.5 Composição do biogás

Quanto a composição do biogás, o tratamento DBI diferiu ($p>0,05$) do tratamento DB, ficando com a maior concentração de CH₄ ($p>0,05$) (Tabela 5).

Para as concentrações de gás sulfídrico (H₂S), não foi observada diferença ($p>0,05$) entre os tratamentos.

TABELA 5- Concentrações de dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e gás sulfídrico (H₂S) no biogás.

Tratamentos	CO ₂ (%Vol)	CH ₄ (%Vol)	H ₂ S (mg L ⁻¹)
DB	46,16 a	51,78 b	57,33 a
DBI	41,66 b	55,54 ab	62,66 a
DBI-3	42,69 ab	56,31 a	60,00 a
DBI-9	43,50 ab	55,40 ab	60,00 a

DB: dejetto bovino; DBI: dejetto bovino com adição de inóculo; DBI-3: dejetto bovino com adição de inóculo e 3 mL de aditivo; DBI-9: dejetto bovino com adição de inóculo e 9 mL de aditivo.

Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não diferem entre si pelo teste Tukey ($p<0,05$).

Em relação às concentrações de CO₂ na composição do biogás, houve diferença entre o tratamento DB e o tratamento DBI, sendo o tratamento com dejetos bovinos responsável por maior teor de CO₂ na composição do biogás gerado (46%), em relação do dejetos com inóculo (42%). Os tratamentos usando biorremediador ficaram com valores intermediários e não diferiram entre si, apresentando um valor médio de 43%. As menores médias de CO₂ são importantes na composição do biogás, uma vez que a redução do gás carbônico favorece o aumento da concentração do gás metano e, conseqüentemente, a qualidade do biogás para geração de energia. BRASIL *et al.* (2021), avaliando o biogás e aplicação do biofertilizante de dejetos bovinos no cultivo de *Lactuca sativa* obtiveram valor de 32,5% de CO₂.

Em relação ao teor de metano, o tratamento DBI-3 foi o que apresentou o maior valor (56,3%) e o DB o menor (51,8%), ficando os demais tratamentos com valores intermediários e não diferindo entre si, com valor médio de 55,5%.

Os valores encontrados no presente trabalho encontram-se de acordo com a literatura, uma vez que os valores médios de metano variam entre 50% e 75% (GOSWAMI *et al.*, 2016). Por ser o gás presente em maior quantidade e por conferir a característica de inflamável à mistura, estes resultados indicam que o biogás produzido neste estudo é de boa qualidade, principalmente para o tratamento DBI-3, tendo em vista que maiores concentrações de metano aumentam o poder calorífico e a geração de energia pelo biogás.

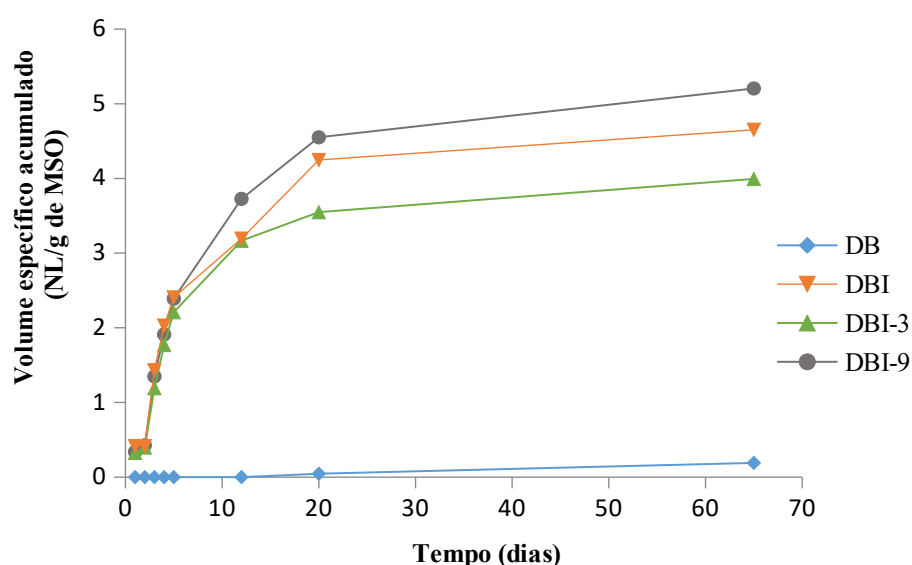
Fernandes *et al.* (2021), avaliando o processo de biodigestão anaeróbia de dejetos bovinos sob efeitos de biorremediador composto por um complexo enzimático: amilase, celulase, pectinase, fitase, lipase e protease, e pôr os probióticos: *Lactobacilos acidófilos*, *Bifidobacterium longum*, *Bifidobacterium thermophilum* e *Bacillus subtilis* liofilizados em maltodextrina, verificaram que a dose estimada de 5 mL apresentou potencial de produção de metano máximo, no qual a partir desse ponto as produções de biogás (m³ dia⁻¹) e o teor de metano (%) tendeu a decrescer com o aumento das doses do biorremediador.

No que diz respeito à quantidade de gás sulfídrico (H₂S), não foi verificada diferença estatística entre os tratamentos, porém verificou-se uma tendência de diminuição desse parâmetro com o uso do biorremediador, uma vez que os tratamentos DBI-3 e DBI-9 apresentaram menores concentrações de H₂S. A importância na quantificação do H₂S consiste na conversão do biogás em energia, uma vez que este é o principal composto a ser removido (COUTURATO *et al.*, 2016).

4.6 Produção de biogás

Na Figura 2 pode-se observar o volume específico acumulado de biogás por MSO do substrato, ou seja, o potencial de produção de biogás por MSO do substrato, ao longo do experimento. O tempo de retenção hidráulica perdurou por um período total de 65 dias, com produção máxima variando de 0,19 a 5,21 NL g⁻¹ de MSO.

Figura 2. Volume específico acumulado de biogás de reatores do tipo batelada em função da composição do substrato (DB: dejetto bovino; DBI: dejetto bovino com adição de inóculo; DBI-3: dejetto bovino com adição de inóculo e 3 mL de aditivo; DBI-9: dejetto bovino com adição de inóculo e 9 mL de aditivo).



Fonte: Autor (2022).

Os resultados encontrados demonstram que a utilização do inóculo, bem como o inóculo com adição do biorremediador, proporcionou maior volume de biogás durante todo o período experimental. O início da produção de biogás dos biodigestores com adição do inóculo (DBI, DBI-3 e DBI-9) ocorreu na primeira semana, enquanto que para o tratamento com apenas dejetto bovino a produção se iniciou somente com 20 dias de retenção hidráulica, e ainda sendo muito baixa em relação aos demais. Assim, a adição de inóculo proporcionou antecipação do ponto de partida dos biorreatores quando comparado ao DB (Figura 2). De acordo com Xavier e Lucas Júnior (2010), a adição de inóculo permite maior velocidade de partida e antecipação do pico de produção em relação à biodigestão sem a utilização de inóculo. Segundo os autores, este fato se explica devido à adição de uma população extra de microrganismos adaptados ao sistema de biodigestão anaeróbia.

O tratamento DB apresentou baixo potencial de produção de biogás, sendo sua produção específica acumulada máxima de 0,19 NL g⁻¹ de MSO. A média observada para o tratamento DBI-9 de produção específica acumulada foi de 5,21 NL g⁻¹ de MSO. Os tratamentos DBI e DBI-3 apresentaram produção de 4,65 e 3,99 NL g⁻¹ de MSO, respectivamente. Isso representa um aumento produtivo de 2.642, 2.347 e 2.000% na produção de biogás para os tratamentos DBI-9, DBI e DBI-3, em relação ao tratamento com apenas DB, respectivamente.

Ao se comparar a produção final acumulada de biogás com outros trabalhos, observa-se comportamento semelhante ao verificado por Xavier e Lucas Júnior (2010), que avaliando o uso de dejetos de origem bovina com uso de inóculo de mesma origem em doses de 0, 20, 30 e 40% verificaram que a produção de biogás foi influenciada pelo uso de inóculo, proporcionando aumento considerável no volume total de biogás produzido.

No que diz respeito ao uso do biorremediador, Fernandes *et al.* (2021), avaliando os efeitos de biorremediador sobre o processo de biodigestão anaeróbia de dejetos bovinos, também verificaram que o tratamento controle (sem aplicação do biorremediador) apresentou a menor produção de biogás em comparação aos demais tratamentos, evidenciando o uso positivo do biorremediador na produção de biogás a partir de dejetos bovinos.

Outra característica importante observada na Figura 2 é o período de estabilização da produção do biogás. Os três tratamentos com uso do inóculo estabilizaram aproximadamente com 20 dias, ou seja, a produção acumulada de biogás pouco mudou após esse período. Fato semelhante ao verificado por outros autores, como Xavier e Lucas Júnior (2010) e Fernandes *et al.* (2021) que verificaram uma maior produção de biogás no início do processo, seguido por uma estabilização da produção.

5 CONCLUSÕES

A inclusão de inóculo no processo de digestão anaeróbia foi eficiente em aumentar a produção de biogás e a dose de 9 mL de biorremediador foi a que mostrou melhores resultados.

O biorremediador tem uma atuação eficiente segundo os resultados de produção de biogás obtida nesse estudo, com valores médios superiores ao reator que não recebeu o bioaditivo. Nas condições deste trabalho a técnica de bioaugmentação mostra efeitos positivos de aplicação no tratamento de efluente.

Como recomendação para trabalhos futuros, sugere-se que sejam adotadas diferentes dosagens de bioaditivos e regimes diferenciados de carga orgânica e hidráulica, a fim de se traçar cenários e comportamentos distintos para a técnica, além da implementação nos protótipos de outros dispositivos adotados em reatores anaeróbios na escala real.

6 REFERÊNCIAS

- ABBASI, T.; TAUSEEF, S.M.; ABBASI, Y.S.A. **Biogas Energy**. New York, NY: Springer, Science & Business Media, 2012.
- ACHINAS, S.; ACHINAS, V.; EUVERINK, G.J.W.A. Technological Overview of Biogas Production from Biowaste. **Engineering**, Sergipe, v.3, n.3, p.299-307, 2017.
- ALBUQUERQUE, A. F. **Biodegradação de compostos fenólicos em areia de moldagem utilizando microrganismos do solo**. 2000. 118p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade de Campinas, Campinas, 2000.
- ALI, J.; SINGH, R.P.; DURGAPAL, V. Biogas Production from Different Organic Biomass Materials by Anaerobic Batch Fermentation. **American Journal of Biomass and Bioenergy**, v.5, n.1, p.43-56, 2016.
- ALVARADO, A.; MONTAÑEZ-HERNÁNDEZ, L.E.; PALACIO-MOLINA, S.L.; OROPEZA-NAVARRO, R.; LUÉVANOS-ESCARÉÑO, M.P. BALAGURUSAMY, N. Microbial trophic interactions and mcrA gene expression in monitoring of anaerobic digesters. **Frontiers in Microbiology**, v.5, p.1-14, 2014.
- AMBROSE, H. W.; PHILIP, L.; SURAIISHKUMAR; G.K., KARTHIKAICHAMY, A.; SEN, T.K. Anaerobic co-digestion of activated sludge and fruit and vegetable waste: Evaluation of mixing ratio and impact of hybrid (microwave and hydrogen peroxide) sludge pre-treatment on two-stage digester stability and biogas yield. **Journal of Water Process Engineering**, v.37, p.101498, 2020.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for examinations of water and wastewater**. 21th. Washington: American Water Works Association, 2005. 1368p.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19th. Washington: APHA, 1995. p. irreg.
- ANGELES, N. **Influência de la temperatura y pH en el rendimiento de obtención de biogás a partir de bagazo de caña y estiercol de equino mediante un Digestor Batch**. 2019. 112p. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidad Nacional Pedro Ruiz Gallo, Peru, 2019.
- ANGELIDAKI, I.; BOE, K.; ELLEGAARD, L. Effect of operating conditions and reactor configuration on efficiency of full-scale biogas plants. **Water Science and Technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research**, Londres, v.52, n 1-2, p.189-94, 2005.
- ARMAH, E.K.; ARMAH, T. Biogas production from anaerobic digestion - A systematic review. **International Journal of Advanced Research**, v.7, n.12, p.495-501, 2017.

BARBOSA, G.; LANGER, M. Uso de biodigestores em propriedades rurais: uma alternativa à sustentabilidade ambiental. **Unoesc & Ciência-ACSA**, Joaçaba, v.2, n.1, p.87-96, 2011.

BARBOSA, M.Y.U. **Reator anaeróbio alimentado com vinhaça de cana-de-açúcar: avaliação dos efeitos causados pela interrupção na alimentação e estratégias para mitigação**. 2017. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2017.

BARROS, R. M. TIAGO FILHO, G.L.; NASCIMENTO, Y. D.; GUSHIKEN, E.; CALHEIROS, H. C.; SILVA, F. G. B.; STANO JÚNIOR, A. Estudo da produção de biogás da digestão anaeróbia de esterco bovino em um biodigestor. **Revista Brasileira de Energia**, Itajubá, v.15, n.2, p.95–116, 2009.

BATAGLIA, O.G.; FURLANI, A.M.C.; TEIXEIRA, J.P.F.; FURLANI, P.R.; GALLO, J.R. **Métodos de análises químicas de plantas**. Campinas, Instituto Agrônomo, 1983. 48p. (Boletim técnico).

BENTO, F. M.; CARMARGO, F. A. O.; OKEKE, B. C.; FRANKENBERGER, W. T. Comparative bioremediation of soils contaminated with diesel oil by natural attenuation, biostimulation and bioaugmentation. **Bioresource Technology**, v.96, n.9, p.1049-1055, 2005.

BERTOZZO, F. **Co-digestão anaeróbia de dejetos de bovinos e dois tipos de glicerina bruta**. 2013. 92p. Tese (Doutorado em Agronomia (Energia na Agricultura)) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu, Jaboticabal, 2013.

BITTON G. **Wastewater microbiology**. 3.ed. Hoboken, New Jersey: Wiley, 2005.

BOND, T.; TEMPLETON, M. R. History and future of domestic biogas plants in the developing world. **Energy for Sustainable Development**, v.15, n.4, p.347-354, 2011.

BONTURI, G. de L.; VAN DIJK, M. Instalação de biodigestores em pequenas propriedades rurais: análise de vantagens socioambientais. **Revista Ciências do Ambiente Online**, v.8, n.2, p.88-95, 2012.

BOUALLAGUI, H.; TORRIJOS. M.; GODON, J. J.; MOLETTA, R. Two-phases anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes: bioreactors performance. **Biochemical Engineering Journal**, Rickmanswort, v.39, n.21, p.193-197, 2004.

BRASIL, N.M.D.Q.X.; FERREIRA, C.P.; NETO, A.B.B.; NASCIMENTO, J.T.; SILVEIRA, J.M.D.Q.X. Avaliação do biogás e aplicação do biofertilizante de dejetos bovinos no cultivo de lactuca sativa. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 12, n. 9, 2021.

CAETANO, L. **Proposição de um sistema modificado para quantificação de biogás**. 1985. 75p. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura), Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 1985.

CHEN, J. L.; ORTIZ, R.; STEELE, T. W. J.; STUCKEY, D. C. Toxicants inhibiting anaerobic digestion: A review. **Biotechnology Advances**, v.32, n.8, p.1523–1534, 2014.

CHERNICHARO, C. A. de L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Segrac, 1997, v.5. 245p.

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

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

CHRISTO, G.L.; SANQUETTA, C.R.; PIVA, L.R.O.; CORTE, A.P.D.; MAAS, G.C.B. Potencial de produção de biogás e energia elétrica a partir de resíduos de hortifruticultura em Colombo-PR. **BIOFIX Scientific Journal**, Curitiba, v.3, n.1, p.72-83 2018.

COLTURATO, L.F.D.B.; FARIA, J.P.; MOTTA, V.S.; SANTOS, L.L.; CHERNICHARO, C.A. Avaliação de lavador de gases do tipo Venturi, operando com solução de hidróxido de sódio, para dessulfuração de biogás com altas concentrações de H₂S. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.21, n.1, p.65-76, 2016.

COSTA, L. V. C.; MOGHRABI, J. A.; SAGULA, A. L.; JUNIOR, J. DE L. Tratamento anaeróbio da água residuária de frigorífico com uso de biodigestores: utilização de remediadores biológicos para produção de biogás. **Brazilian Journal of Biosystems Engineering**, Tupã, v.7, n.2, p.77-85, 2013.

COWLEY, C.; BRORSEN, B. W. Anaerobic digester production and cost functions, ecological economics. **Ecological Economics**, v.152, n.6, p.347–357, 2018.

COURA, R. D. **Estudos de biodegradabilidade de efluentes agropecuários e agroindustriais em processos de co-digestão anaeróbia**. 2015. 88p. Dissertação (Mestrado em Gestão Ambiental e Ordenamento do Território) - Instituto Politécnico de Viana do Castelo, Viana do Castelo, Portugal, 2015.

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

DEODATO, A. M. **Otimização da produção de biogás por co-digestão anaeróbia**. 2019. 95p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energias Renováveis), Faculdade de Ciências e Tecnologia, São Paulo, 2019.

DEMIRER, G.N.; CHEN, S. Two-phase anaerobic digestion of unscreened dairy manure. **Process Biochemistry**, Amsterdã, v. 40, n. 4, p.3542-3549, 2005.

DONGALA, A.M. **Projeto de Biodigestor para Geração de Bioenergia em Sistema de Produção de Suínos: um estudo de caso da Região de Icolo e Bengo - Angola**. 2010. 127p.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2010.

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

ECYCLE. **Uso de biodigestores é uma alternativa para produzir impacto ambiental das atividades rurais e aumentar a renda do produtor**. 2016. Disponível em: <<https://www.ecycle.com.br/component/content/article/63-meio-ambiente/4218-biodigestores-funcionamento-auxiliar-sustentabilidade-atividade-rural-agricultura-pecuaria-decomposicao-anaerobica-residuos-dejetos-animais-geracao-biogas-biofertilizante.html>>. Acesso em: 17 jun. 2020.

EL-DEIR, S.G.; BEZERRA, R.P.L.; AGUIAR, W.J. **Resíduos sólidos [livro eletrônico]: diagnósticos e alternativas para a gestão integrada**. 2. ed. - Recife: EDUFRRPE, 2017. 392p.

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

FERNANDES, F.; SILVA, S. M. C. P. DA. **Manual prático para a compostagem de bio-sólido**. Universidade Estadual de Londrina, 1999.

FERNANDES FILHO, A.C.; SANTANA, C.O.S.; GATTAMORTA, M.A. Utilização de biodigestores para geração de energia elétrica a partir de dejetos de suínos no Brasil. **INOVAE**, São Paulo, v.6, p.67-84, 2018.

FERNANDES, A.; BRANCO, P. M. P.; AKAMINE, L. A.; SOUSA, J. A. S.; DE LUCAS JÚNIOR, J. Efeitos de biorremediador sobre o processo de biodigestão anaeróbia de dejetos bovinos. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, Aracaju, v. 12, n. 6, p. 472-482, 2021.

FERREIRA, D.F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v.35, n.6, p.1039-1042, 2014.

FERREIRA, L.M.S. **Biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros com e sem separação da fração sólida**. 2013. 67p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal, 2013.

FERREIRA, L.R.A.; OTTO, R.B.; SILVA, F.P.; DE SOUZA, S.N.M.; DE SOUZA, S.S.; ANDO JUNIOR, O. H. Review of the energy potential of the residual biomass for the distributed generation in Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.94, p.440-455, 2018.

FNR. 2010. **Guia Prático do Biogás: Geração e Utilização**. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V., Gülzow, Alemanha. 236p.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS [FAO]. FAOSTAT. **Ganadería** [dataset]. 2020. Disponível em: <<http://www.fao.org/faostat/es/#data/QA>> Acesso em: 14 out. 2021.

FUENTES, K.L.; TORRES–LOZADA, P.; CHAPARRO, T.R. Beverage wastewater treatment by anaerobic digestion in two-stages for organic matter removal and energy production. **Biomass and Bioenergy**, v.154, p.106260, 2021.

GALBIATTI, J. A.; CAMELO, A. D.; SILVA, F. G.; GERARDI, E. A. B.; CHICONATO, D. A. Estudo qualiquantitativo do biogás produzido por substratos em biodigestores tipo batelada. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.14, n.4, p.432–437, 2010.

GAN, M.L.; GAN, S.K.; ZORGANI, M.A.; LOUNICI, H.; MAMERI, N. Antagonistic activity of *Bacillus* sp. obtained from an Algerian oilfield and chemical biocide THPS against sulfate-reducing bacteria consortium inducing corrosion in the oil industry. **Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology**, v.38, n.3, p.391-404, 2011.

GASHAW, A. Anaerobic co-digestion of biodegradable municipal solid waste with human excreta for biogas production: A review. **American Journal of Applied Chemistry**, v.2, n.4, p. 55-61, 2014.

GASPAR, R.M.A.B.L. **Utilização de biodigestores em pequenas e médias propriedades rurais com ênfase na agregação de valor: um estudo de caso na região de Toledo-PR**. 2003. 119p. Dissertação (Mestrado de Engenharia de Produção) – Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2003.

GAYLARDE, C.C.; BELLINASSO, M.L.B.; MANFIO, G.P. Aspectos biológicos e técnicos da biorremediação de xenobióticos. **Revista Biotecnologia Ciência & Desenvolvimento**, v.34, p.36-43, 2005.

GEHRING, C. G. **Análise da geração de energia elétrica a partir do biogás produzido na fermentação anaeróbica de vinhaça**. 2014. 124p. Monografia (Graduação em Engenharia Elétrica) – Escola de Engenharia Elétrica de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2014.

GOSWAMI, R.; CHATTOPADHYAY, P.; SHOME, A. An overview of physico-chemical mechanisms of biogas production by microbial communities: a step towards sustainable waste management. **Biotech**, v.6, n.72, 2016.

HAACK, S.C; OLIVEIRA, G.G. Estudo de caso para a implantação de biodigestores no semiárido baiano. **Revista de Economia**, Fortaleza, v.44, n. especial, p.363-382, 2013.

HAGOS, K.; ZONG, J.; LI, D.; LIU, C.; LU, X. Anaerobic co-digestion process for biogas production: progress, challenges and perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.76, p.1485–1496, 2017.

HASAN, C.; FEITOSA, A.K.; SILVA, M.C.A.; MARDER, M.; KONRAD, O. Produção de biogás a partir de resíduos agroindustriais: análise dos teores de sólidos totais, voláteis e fixos em amostras pré e pós digestão anaeróbia. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, Curitiba, v.8, n.1, p. 257- 273, 2019.

HEPP, Francisco. **Avaliação da geração de biogás e biometano utilizando cama de bovinos de corte confinados e dejetos suínos**. 2016. 71p. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade do Vale do Taquari - Univates, Lajeado, 2016.

HERCULANO, M.C.R.; SOUZA, A.D. **Biodigestores**: cartilha de manejo. Boletim Técnico IFTM, Uberaba-MG, v.2, n.1, p.14-19, 2016.

HEYDT, A.R.; CREMOZEN, P.A.; PARISOTTO, E.I.B.; MEIER, T.R. W.; TELEKEN, J.G. Biodigestão anaeróbica de resíduos líquidos de fecularia com adição de glicerol em fase termofílica. **Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental**, Florianópolis, s/n, p.498-514, 2015.

IAL. INSTITUTO ADOLFO LUTZ. **Métodos Químicos e Físicos para Análises de Alimentos**. 3. ed. São Paulo: Débora D. Estrella Rebocho, 1985. 1020p.

IAL. INSTITUTO ADOLFO LUTZ. **Métodos físico-químicos para análise de alimentos**. 4.ed. Disponível em:
<http://www.ial.sp.gov.br/resources/editorinplace/ial/2016_3_19/analisedealimentosial_2008.pdf?attach=true>. Acesso em: 17 jun. 2020.

IMENI, S. M.; PUY, N.; OVEJERO, J.; BUSQUETS, A. M.; BARTROLI, J.; PELAZ, L.; COLÓN, J. Techno-economic assessment of anaerobic co-digestion of cattle manure and wheat straw (raw and pre-treated) at small to medium dairy cattle farms. **Waste and Biomass Valorization**, v. 11, n. 8, p. 4035-4051, 2020.

IPEA – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. **Diagnóstico dos resíduos orgânicos do setor agrossilvopastoril e agroindústrias associadas**. 2012. Disponível em:
<http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/120917_relatorio_residuos_organicos.pdf>. Acesso em: 13 jun. 2020.

JENKINS, S.R.; MORGAN, J.M.; ZHANG, X. Measuring the usable carbonate alkalinity of operating anaerobic digesters. **Journal WPCF**, Nova Jersey, v.63, n.1, p.28-34, 1991.

JERONIMO, C. E.; FERNANDES, H.G.; MELO, H. N. S.; DE SOUZA, J.F. Bioaugmentação para degradação de efluentes do processamento da castanha de caju. **HOLOS**, Natal, v.3, p.47-59, 2012.

JUNQUEIRA, J. B. **Biodigestão anaeróbia e compostagem com dejetos de bovinos confinados e aplicação do biofertilizante e do composto em área cultivada com *Panicum***

maximum Jacq. CV Tanzânia. 2011. 92p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2011.

KAUFMANN, T. Sustainable livestock production: Low emission farm: the innovative combination of nutrient, emission and waste management with special emphasis on Chinese pig production. **Animal Nutrition**, v.1, n.3, p.104-112, 2015.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes Orgânicos**, Piracicaba, SP: Ceres, 1985. 492p.

KOMINKO, H.; GORAZDA, K.; WZOREK, Z. The possibility of organo-mineral fertilizer production from sewage sludge. **Waste and Biomass Valorization**, v.8, n.5, p.1-11, 2017. DOI: 10.1007/s12649-016-9805-9

KOTHARI R, PANDEY A. K; KUMAR S; TYAGI V. V; TYAGI S. K. Different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy: An overview. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.39, p.174-195, 2014.

KUMAR, K. V.; SRIDEVI, V.; RANI, K.; SAKUNTHALA, M.; KUMAR, C. S. A review on production of biogas, fundamentals, applications & its recent enhancing techniques. **Chemical Engineering**, v.57, p.14073–14079, 2013.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R.L.R.; DO AMARAL, A.C. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves. p. 209, 2019.

LIMA, K.C.C. **Avaliação do potencial de produção de biometano a partir da co-digestão do lodo com o glicerol bruto do biodiesel**. 2016. 77p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Sustentáveis). Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás, Goiânia, 2016.

LIMA, E.J.; DA SILVA TELES, R.; DA SILVA DIAS, F.F. Avaliação do funcionamento de um biodigestor de baixo custo. **Diversitas Journal**, Santana do Ipanema, v.5, n.4, p.2394-2407, 2020.

LOGAN, M.; SAFI, M.; LENS, P.; VISVANATHAN, C. Investigating the performance of internet of things based anaerobic digestion of food waste. **Process Safety and Environmental Protection**, v.127, p.277-287, 2019.

LÜBKEN, M.; GEHRING, T.; WICHERN, M. Microbiological fermentation of lignocellulosic biomass: current state and prospects of mathematical modeling. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v.85, n.6, p.1643-1652, 2009.

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.

MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Política Agrícola. **Plano Agrícola e Pecuário 2017/2018**. Brasília: MAPA/SPA, 2018.

MAPA - MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **Programa nacional de bioinsumos é lançado e vai impulsionar uso de recursos biológicos na agropecuária.** 2020. Disponível em:

<<https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/noticias/programa-nacional-de-bioinsumos-e-lancado-e-vai-impulsionar-uso-de-recursos-biologicos-na-agropecuaria-brasileira>>. Acesso em: 02 dez. 2021.

MARAÑÓN, E.; CASTRILLÓN, L.; QUIROGA, G.; FERNÁNDEZ-NAVA, Y.; GÓMEZ, L.; GARCÍA, M. M. Co-digestion of cattle manure with food waste and sludge to increase biogas production. **Waste Management**, v.32, n.10, p.1821–1825, 2012.

MARCIEL, A.M.; SILVA, J.B.G.; NASCIMENTO, A.M.; PAULA, V.R.; OTENIO, M. H. Aplicação de biofertilizante de bovinocultura leiteira em um planossolo. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, Juiz de Fora, v.12, n.1, p.151-171, 2019.

MATA- ALVAREZ, J.; DOSTA. J.; GUIZA. M.S.R.; FONOLL, X.; PECES, M.; ASTALS, S. A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Londres, v.36, n.1, p.412-427, 2014.

MATOS, C.F.; PINHEIRO, E.F.M.; PAES, J.L., LIMA, E.; CAMPOS, D.V.B. Avaliação do potencial de uso de biofertilizante de esterco bovino resultante do sistema de manejo orgânico e convencional da produção de leite. **Revista Virtual de Química**, Niterói, v. 9, n. 5, p. 1957-1969, 2017.

MAUER, C.E.S. **Avaliação de eficiência de um bioaditivo comercial no tratamento de efluente de doméstico utilizando um protótipo de reator UASB.** 2016. 90p. Dissertação (Mestrado em Avaliação de Impactos Ambientais) - Centro Universitário La Salle, Canoas, 2016.

MBULIGWE, S.E.; KASSENKA, G.R. Feasibility and strategies for anaerobic digestion of solid waste for energy production in Dar es Salaam city, Tanzania. **Resources, Conservation and Recycling**, v.42, n.2, p.183-203, 2004.

MEGHVANSI, M.K.; KUMAR, P.; VASUDEVAN, V.; TOMAR, A.; KAMBOJ, D.V.; SINGH, L. Biodigester technology for effective and ecofriendly decomposition of nightsoil. In: Varjani S., Gnansounou E., Gurunathan B., Pant D., Zakaria Z. (eds) *Waste Bioremediation. Energy, Environment, and Sustainability*. Singapore, 2018.

MERCY, M. M. **Biological nutrient removal from municipal sewage using acti-zyme: recovering biogas and bio-solids from sewage sludge.** 2016. 248p. Tese (Doutorado em Technology in the Department of Chemical Engineering) - Faculty of Engineering Cape Peninsula, University of Technology, Península do Cabo, 2016.

MONTGOMERY, L.F.R.; BOCHMANN, G. **Book. IEA Bioenergy.** British Library. ISBN 978-1-910154-05-2 (electronic version) (2014).

MORALES-POLO, C.; CLEDERA-CASTRO, M.M.; SORIA, B.Y.M. Reviewing the anaerobic digestion of food waste: from waste generation and anaerobic process to its perspectives. **Applied Sciences**, Basel, v.8, n.10, p.1804, 2018.

KAUFMANN, T. Sustainable livestock production: Low emission farm – The innovative combination of nutrient, emission and waste management with special emphasis on Chinese pig production. **Animal Nutrition**, v. 3, n. 3, p. 104-112, 2015.

MOLLER, H.B; SOMMER, S.G; AHRING, B.K. Methane productivity of manure, straw and solid fractions of manure. **Biomass and Bioenergy**, v. 26, n. 5, p. 485-495, 2004.

MILANEZ, A.Y.; GUIMARÃES, D.D.; MAIA, G.B.S.; SOUZA, J.A.P.; LEMOS, M.L.F. **Biogás de resíduos agroindustriais: panorama e perspectivas**. BNDES Setorial 47, p.221-276, 2018.

NESHAT, S.A.; MOHAMMADI, M.; NAJAFPOUR, G.D.; LAHIJANI, P. Anaerobic co-digestion of animal manures and lignocellulosic residues as a potent approach for sustainable biogas production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.79, p.308-322, 2017.

NEVES, L.C.; MARTINS D.A.S.; CONVERTI, A.; PENNA, T.C.V. Biogas Production: New Trends for Alternative Energy Sources in Rural and Urban Zones. **Chemical Engineering & Technology**, Weinheim, v.32, n.8, p.1147-1153, 2009.

NETO, E. D. D.; ALVARENGA, L. H.; COSTA, L. de M.; NASCIMENTO, P. H.; SILVEIRA, R. Z.; LEITE, L. H. de M. Implementação e avaliação de um biodigestor de produção descontínua. **Revista eletrônica E-xacta**, Belo Horizonte, v.3, n.2, p.1-8, 2010.

NKUNA, R.; ROOPNARAIN, A.; ADELEKE, R. Effects of organic loading rates on microbial communities and biogas production from water hyacinth: a case of mono-and co-digestion. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, v.94, n.4, p.1294-1304, 2019.

NOGUEIRA, R.E.G; DAMIN, S.; MAGGI, M.F.; SANTOS LIMA, A.D.; JADOSKI, S.O. Destinação dos resíduos sólidos de atividade agropecuária e riscos de poluição ambiental em comunidade do município de Cascavel-Paraná. **Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias**, Guarapuava, v.8, n.3, p.93-101, 2015.

NUNES, J.A. **Tratamento biológico de águas residuárias**. 3.ed. Aracaju: J. Andrade, 2012. 92p.

OLIVER, A. de P. M. **Manual de treinamento em biodigestão**. Salvador: Winrock, 2008. 23p.

OLLIVIER, B.; MAGOT, M. **Petroleum Microbiology**. Washington D.C., USA, ASM Press, 2005.

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

PALÁCIO, S.M.; RICHTER, L.M.; ZENATT, D.C.; TOMIMITSU, T.A.B. NOGUEIRA, D.A. Degradação de resíduos orgânicos provenientes da suinocultura empregando o processo de bioaumentação. **Engevista**, v.14, n.2, p.155-164, 2012.

PARIZOTTO, C.; PANDOLFO, C.M.; VEIGA, M. Dejetos líquidos de bovinos na produção de milho e pastagem anual de inverno em um Nitossolo Vermelho. **Agropecuária Catarinense**, Florianópolis, v.31, n.1, p.67-71, 2018.

PERRIGAULT, T.; WEATHERFORD, V.; MARTÍ-HERRERO, J.; POGGIO, Y.D. Towards thermal design optimization of tubular digesters in cold climates: A heat transfer model. **Bioresearches Technology**, v.124, n.4, p.259-268, 2012.

PNRS. **Plano nacional de resíduos sólidos**. Ministério do Meio Ambiente. p.64-68, 2020. Disponível em: <https://smastr16.blob.core.windows.net/conesan/sites/253/2020/11/pnrs_2020.pdf>. Acesso em: 25 nov. 2021.

RAJENDRAN, K.; KANKANALA, H. R.; LUNDIN M.; TAHERZADEH, M. J. Bioresource technology a novel process simulation model (PSM) for anaerobic digestion using Aspen Plus. **Bioresource Technology**, v.168, p.7-13, 2014.

RAO, M.S.; SINGH, S.P. Bioenergy conversion studies of organic fraction of MSW: kinetic studies and gas yield–organic loading relationships for process optimization. **Bioresource Technology**, v.95, n.2, p.173-185, 2004.

RAO, J.R.; WATABE, M.; STEWART, T.A.; MILLAR, B.C.; MOORE, J.E. Pelleted organo-mineral fertilisers from composted pig slurry solids, animal wastes and spent mushroom compost for amenity grasslands. **Waste Management**, v.27, n.9, p.1117-1128, 2007.

REIS, A. dos S. **Tratamento de resíduos orgânicos em biodigestor anaeróbio**. 2012. 63p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Pernambuco, CAA. Núcleo de Tecnologia, 2012.

RESENDE, J.A.; GODON, J.J.; BONNAFOUS, A.; ARCURI, P.B.; SILVA, V.L.; OTENIO, M.H.; DINIZ, C.G. Seasonal variation on microbial community and methane production during anaerobic digestion of cattle manure in Brazil. **Microbial Ecology**, v.71, n.3, p.735-746, 2016.

RICO, C.; RICO, J.L.; LASA, C. Anaerobic digestion of the liquid fraction of dairy manure separated by screw pressing and centrifugation in a upflow anaerobic sludge blanket reactor at 25 °C. **Biosystems Engineering**, v.112, n.4, p.344-351, 2012.

RODRIGUES, B. **Eficiência de biodegradadores naturais no tratamento de efluentes da suinocultura proveniente de uma propriedade rural do Município de Videira – SC**. 2011.

27p. Monografia (Especialização em Microbiologia Industrial e Ambiental) - Universidade do Oeste de Santa Catarina, Videira, 2011.

RODRIGUES, L.S.; SILVA, I.J.; OLIVEIRA, P.R.; CAMPOS, C.M.M.; SILVA, F.L. Avaliação in vitro da eficiência de inóculos no tratamento anaeróbio de efluentes líquidos de suinocultura. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v.56, n.5, p.647-652, 2004.

SAFAR, K. M.; BUX, M. R.; ASLAM, U. M. Waste to energy: power generation potential of putrescible wastes by anaerobic digestion process at Hyderabad, Pakistan. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v.20, n.2, p.1239-1247, 2018.

SANTOS, T.M.B. **Caracterização química, microbiológica e potencial de produção de biogás a partir de três tipos de cama, considerando dois ciclos de criação de frangos de corte**. 1997. 95p. Dissertação (Mestrado em Produção Animal) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1997.

SALMINEN, E.; RINTALA, J. Anaerobic digestion of organic solid poultry slaughterhouse waste—a review. **Bioresource Technology**, v.83, n.1, p.13-26, 2002.

SANTOS, I.A. DOS; NOGUEIRA, L.A.H. Estudo energético do esterco bovino: seu valor de substituição e impacto da biodigestão anaeróbia. **Revista Agrogeoambiental**, Inconfidentes, v.4, n.1, p.41-49, 2012.

SAWATDEENARUNAT, C.; SURENDRA, K.C.; TAKARA, D.; OECHSNER, H.; KHANAL, S.K. Anaerobic digestion of lignocellulosic biomass: Challenges and opportunities. **Bioresource Technology**, v.178, p.178-186, 2015.

SCARLAT, N.; DALLEMAND, J-F.; FAHL, F. Biogas: Developments and perspectives in Europe. **Renewable Energy**, v.129, p.457-472, 2018.

SILVA, A.A; ALBINO, G.A. A biodigestão de resíduos agrossilvopastoris no processo de transformação de energia. **Revista Científica da FEPI**, Itajubá, v.6, n.1, p.11-13, 2016.

SILVA, D. J. **Análise de alimentos: métodos químicos e biológicos**. Viçosa, MG: EDUFV, 1981. 166p.

SINGH, B.; SZAMOSI, Z.; SIMÉNFAI, Z. Impact of mixing intensity and duration on biogas production in an anaerobic digester: a review. **Critical Reviews in Biotechnology**, v.40, n.4, p.508-521, 2020.

SGORLON, J. G.; RIZK, M.C.; BERGAMASCO, R.; GRANHEN TAVARES, C.R. Avaliação da DQO e da relação C/N obtidas no tratamento anaeróbio de resíduos fruti-hortícolas. **Acta Scientiarum Technology**, Maringá, v.33, n.4, p.421-424, 2011.

SOUTO, G.D.B. **Efeito da variação gradual da taxa de recirculação do lixiviado em reatores anaeróbios híbridos na digestão da fração orgânica dos resíduos sólidos**

urbanos. 2005. 91p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2005.

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

SOUZA, M.D.; RAMOS, W.Q. **Avaliação qualitativa de biogás e biofertilizante produzidos a partir de um biodigestor em operação contínua**. 2016. 31p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade do Estado do Pará, Paragominas, 2016.

TONINI, R.M.C.W.; REZENDE, C.E.; GRAVITOL, A.D. Degradação e biorremediação de compostos do petróleo por bactérias: revisão. **Oecologia Australis**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 4, p. 1025-1035, 2010.

USDA. **PS&D production, supply and distribution**. Foreign Agricultural Service. PSD Online. 2022. Disponível em: <https://apps.fas.usda.gov/psdonline/app/index.html#/app/advQuery>. Acesso em: 2 set. 2022.

VAN STAPPEN, F.; MATHOT, M.; DECRUYENAERE, V.; LORIER, A.; DELCOUR, A.; PLANCHON, V.; STILMANT, D. Consequential environmental life cycle assessment of a farm-scale biogas plant. **Journal of Environmental Management**, v.175, p.20-32, 2016.

VAZ, P. N. **Simulação de biodigestor de fluxo tubular com e sem sistemas de recirculação e aquecimento**. 2019. 98p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2019.

VIEIRA, S. **Biodigestão anaeróbica do resíduo da produção de cogumelos tipo champignon de Paris (*Agaricus bisporus*)**. 2021. 82p. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Ponta Grossa, 2021.

VILLALOBOS, I.D. **H₂S free biogas. From anaerobic to microaerobic**. 2011. 99p. Tese (Doutorado em Engenharia Industrial) - Escuela de Ingenierías Industriales, Universidad de Valladolid, Valladolid, 2011.

WANG, F.; CHEN, L.; ZHAO, L.N.; REN, C. The progress and prospects of rural biogas production in China. **Energy Policy**, v. 51, n. 03, p. 58-63, 2012.

WANG, X.J. YANG, G.H.; FENG, Y.Z.; REN, G.X. Potential for biogas production from anaerobic co-digestion of dairy and chicken manure with corn stalks. **Advanced Materials Research**, v. 347-353, p. 2484-2492, 2012.

WELLINGER, A.; LINDBERGH, A. **Biogas Upgrading and Utilisation**. IEA Bioenergy Task 24: Energy from Biological Conversion of Organic Waste, pp.1-20, 2001.

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

XAVIER, C.A.N.; SANTOS, T.M.B; LUCAS JÚNIOR, J. Digestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros: efeito da dieta e da adição de caldo de cana-de-açúcar. **Archivos de Zootecnia**, Córdoba, v. 65, n. 250, p. 131-138, 2016.

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

ZHANG, L.; LOH, K.C.; ZHANG, J. Enhanced biogas production from anaerobic digestion of solid organic wastes: Current status and prospects. **Bioresource Technology Reports**, v.5, p.280-296, 2018.

ZHENG, Y.; ZHAO, J.; XU, F.; LI, Y. Pretreatment of lignocellulosic biomass for enhanced biogas production. **Progress in Energy and Combustion Science**, v.42, p.35-53, 2014.

ZULKIFLI, Z.; ISMAIL, S.B.; ZAHARI, M.S. M.; UMOR, N.A.; AZIZ, N.I.A. Screening on biogas optimization of lignocellulose-based materials using enzymatic hydrolysis process. **Chemical Engineering Transactions**, v.45, p.1585-1590, 2015.