

## **Processos, tipos e usos de biodigestores, no tratamento de resíduos de origem animal**

## **Processes, types and uses of biodigestors, in the treatment of waste of animal origin**

DOI:10.34117/bjdv8n7-312

Recebimento dos originais: 23/05/2022

Aceitação para publicação: 30/06/2022

### **Níbia Sales Damasceno Corioletti**

Mestranda em Produção Animal e Forragicultura pela Universidade Estadual de Goiás (UEG)

Instituição: Universidade Estadual de Goiás (UEG)

Endereço: Rua da Saudade, 56, Vila Eduarda, São Luís de Montes Belos - GO,  
CEP: 76100-00, Brasil

E-mail: nibiaagro2011@gmail.com

### **Clarice Backes**

Doutora em Agronomia pela Faculdade de Ciências Agrônômicas (Unesp)

Instituição: Universidade Estadual de Goiás (UEG)

Endereço: Rua da Saudade, 56, Vila Eduarda, São Luís de Montes Belos - GO,  
CEP: 76100-00, Brasil

E-mail: clarice.backes@ueg.com.br

### **José Henrique da Silva Taveira**

Doutor em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal de Lavras (UFLA)

Instituição: Universidade Estadual de Goiás (UEG)

Endereço: Av. Protestato Joaquim Bueno, 945, Perímetro Urbano, Santa Helena de  
Goiás - GO, Brasil

E-mail: jose.taveira@ueg.com.br

### **Luciane Cristina Roswalka**

Doutora em Agronomia pela Universidade Federal de Lavras (UFLA)

Instituição: Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT)

Endereço: Rua Prof. Dr. Renato Figueiredo Varella, Nova Xavantina - MT,  
CEP: 78690-000, Brasil

E-mail: luciane.rozwalka@unemat.br

### **Robson Lopes Cardoso**

Mestrando em Produção Animal e Forragicultura pela Universidade Estadual de Goiás (UEG)

Instituição: Universidade Estadual de Goiás (UEG)

Endereço: Rua da Saudade, 56, Vila Eduarda, São Luís de Montes Belos - GO,  
CEP: 76100-00, Brasil

E-mail: robson\_lopes\_cardoso@hotmail.com

### **Sidinei Corioletti**

Graduado em Agronomia pela Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT)  
Instituição: Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT)  
Endereço: Rua Prof. Dr. Renato Figueiredo Varella, Nova Xavantina - MT,  
CEP: 78690-000, Brasil  
E-mail: sidneynx@hotmail.com

### **Verônica Silveira Vasconcelos Luz**

Mestranda em Produção Animal e Forragicultura pela Universidade Estadual de Goiás (UEG)  
Instituição: Universidade Estadual de Goiás (UEG)  
Endereço: Rua da Saudade, 56, Vila Eduarda, São Luís de Montes Belos - GO,  
CEP: 76100-00, Brasil  
E-mail: veronicaluz@hotmail.com

## **RESUMO**

Nos últimos anos, a demanda por alimentos aumentou de forma significativa em função do intenso crescimento populacional. Consequentemente, o desenvolvimento do setor agropecuário ocasionou sérios impactos aos ecossistemas naturais. Uma deposição inadequada de resíduos sólidos no ambiente pode influenciar e potencializar processos de degradação do solo, contaminação da água, poluição do ar e disseminação de doenças diversas. A biodigestão anaeróbia é uma técnica antiga utilizada amplamente no Continente Asiático para tratamento de resíduos, principalmente em países como Índia e China. O processo consiste na degradação anaeróbia da matéria orgânica, através da fermentação, que acontece na ausência do oxigênio. Objetivou-se com a presente revisão literária discorrer sobre os processos, tipos e usos de biodigestores, no tratamento de resíduos de origem animal com ênfase em bovinos, suínos e aves. O tratamento de resíduos através do uso de biodigestão se faz necessário e relevante, visto que a contaminação da água, do solo e meio ambiente é notada, principalmente se os efluentes não forem devidamente tratados. Através das fontes de resíduos animais abordadas, foi possível observar que a quantidade de resíduos gerada constitui um grande problema para criadores e especialistas de bovinos, devido aos critérios técnicos, sanitários e econômicos que devem ser considerados. Já para os efluentes gerados pela suinocultura, após sua estabilização, podem ser utilizados como fonte fornecedora de nutrientes e matéria orgânica nas áreas de pastagens e cultivos agrícolas. No que tange à avicultura, os resíduos digeridos podem apresentar altos teores de nitrogênio e o fósforo, logo, podem ocasionar problemas ambientais.

**Palavras-chave:** biodigestão, digeridos, resíduos.

## **ABSTRACT**

Recently, the demand for food has increased significantly due to the intense population growth. On that way, the development of the agricultural sector caused serious impacts to the natural ecosystems. An inadequate disposal of solid waste in the environment can potentiate soil degradation processes, water contamination, air pollution and the spread of various diseases. Anaerobic digestion is an ancient technique widely used in Asia for waste treatment, mainly in countries such as India and China. The process consists of the anaerobic degradation of organic matter, through fermentation, which takes place in the absence of oxygen. The objective of the present study was to carry out a literary review on the processes, types and uses of biodigesters, in the treatment of waste of

animal origin, with emphasis on cattle, swine and poultry. The treatment of waste through the use of biodigestion is necessary and relevant, since the contamination of water, soil and the environment is quite noticeable, especially if the effluents are not properly treated. Through the sources of animal waste approached, it was observed for cattle that amount of waste generated constitutes a major problem for breeders and specialists, due to the technical, sanitary and economic criteria that must be considered. As for the effluents generated by swine farming, after stabilization, they can be used as a source of nutrients and organic matter in areas of pastures and agricultural crops. With regard to poultry, the digested residues can present high levels of nitrogen and phosphorus contents, however, they can cause environmental problems.

**Keywords:** biodigestion. digested. waste.

## 1 INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, em função do intenso crescimento populacional, a demanda por alimentos aumentou de forma significativa. O desenvolvimento do setor agropecuário que consequentemente tem impactado direta e indiretamente os ecossistemas naturais, tornou evidente a necessidade do emprego de práticas sustentáveis, como uma alternativa viável, para controlar os efeitos da degradação do meio ambiente e a emissão de gases poluentes na atmosfera (MIELE et al., 2015). Principalmente, pela quantidade de resíduos e dos gases oriundos da degradação dos dejetos produzidos por animais de interesse econômico como bovinos, suínos e aves.

A diminuição da geração de resíduos em nível mundial tornou-se um grande desafio. Segundo estimativa do Conselho Mundial de Energia (WEC), até o ano de 2025, o volume diário de resíduos será de aproximadamente 6 milhões de toneladas (MAHMUDUL et al., 2021). Para conter essa constante expansão de resíduos, a Organização das Nações Unidas (ONU) determinou metas a serem alcançadas até o ano de 2030, visando o desenvolvimento sustentável (KHAN; KABIR, 2020), sendo que, especificamente, o objetivo 12.5 prevê a redução considerável da produção de resíduos através da prevenção, reciclagem e reuso (ONU-BRASIL, 2021).

A deposição inadequada de resíduos sólidos no ambiente pode influenciar e potencializar processos de degradação do solo, contaminação da água, poluição do ar e disseminação de diversas doenças (FERRONATO; TORRETA, 2019).

A biodigestão anaeróbia é uma técnica antiga utilizada amplamente no Continente Asiático para tratamento de resíduos, principalmente na Índia e na China. O processo consiste na degradação ou decomposição anaeróbia da matéria orgânica por meio da fermentação que ocorre pela ação conjunta de microrganismos interdependentes, na

ausência do oxigênio, sendo o gás metano um dos produtos finais de maior interesse (GEBLER; PALHARES, 2007).

A implementação do uso de biodigestores no Brasil teve início no ano de 1970, por intermédio de incentivos governamentais que objetivavam minimizar os problemas relacionados a crise do setor de geração de energia elétrica e acúmulo de resíduos no meio rural (PORTES; SILVA, 2005).

Em comparação com a gestão tradicional de resíduos, o método sustentável por meio da digestão anaeróbia com os biodigestores, reduz as emissões de gases do efeito estufa (GEE), por meio da captura e combustão do metano ( $\text{CH}_4$ ) (FLESCHE; DESJARDINS; WORTH, 2011). O uso de biodigestores nos sistemas de produção animal vem sendo visto como uma ferramenta importante, por promover o tratamento do resíduo e retornar ao sistema produtivo parte da energia gerada que seria perdida, pela queima do gás (SILVA et al., 2005; ORRICO et al., 2007; SANTOS et al., 2007; RÊGO et al., 2021).

Diante do exposto, objetivou-se com a presente revisão de literatura discorrer sobre os processos, tipos e usos de biodigestores, no tratamento de resíduos de origem animal com ênfase em dejetos de bovinos, suínos e aves.

## **2 DESENVOLVIMENTO**

### **2.1 TIPOS DE RESÍDUOS**

#### **2.1.1 Bovinos**

De modo geral, os ruminantes contribuem para o aumento das concentrações de GEE na atmosfera, em consequência do seu processo digestivo de fermentação entérica (PEDREIRA; PRIMAVERSI, 2006), do excremento animal depositado nas pastagens e do armazenamento e utilização do esterco como fertilizante (PINEDO et al., 2009; MONTEIRO et al., 2018).

A produção de  $\text{CH}_4$  no rúmen ocorre, na ausência de oxigênio na matéria orgânica, pelo consórcio de microrganismos ruminais (bactérias, fungos e protozoários) (MCALLISTER et al., 1996) que degradam a celulose ocasionando a fermentação do alimento ingerido e posterior produção de ácidos graxos voláteis (AGVs) pelo processamento dos carboidratos (BERCHIELLI et al., 2012).

Às bactérias metanogênicas (arqueobactérias) foi atribuída a responsabilidade da síntese do gás metano a partir da remoção do hidrogênio ( $\text{H}_2$ ) e da redução do dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) (PAULA; PESSOA; ABRÃO, 2018). A associação dos microrganismos

produzindo o metano permite o adequado funcionamento e promove o equilíbrio químico no ecossistema ruminal (BORDIM, 2016).

Fatores como ambiente e características do alimento podem influenciar na intensidade de produção do metano (SANTOS-MAGAÇO; DUARTE, 2019). Animais alimentados com forragens tropicais, tenderam a apresentar grau de digestibilidade menor, em razão da maior concentração de material indigestível na composição celular da planta, teor nutricional reduzido e maior potencial para a emissão de gás metano (OLIVEIRA; NETO; VALENÇA, 2013). Da mesma forma, que a ingestão de alimentos ricos em amido nas dietas fornecidas aos ruminantes diminuiu índices de emissão de CH<sub>4</sub> (COTA et al., 2014; RIRA et al., 2016).

Cerca de 29% da emissão de metano na atmosfera foi proveniente de atividades antrópicas como a produção animal, visto que 22% desse montante foi resultante da fermentação entérica e os outros 7% advindos da deposição de excretas (SILVA, 2018).

A quantidade diária de resíduos produzidos dentro das instalações de sistemas de confinamento de bovinos, também se constituiu em um grande problema para criadores e especialistas, devido aos critérios técnicos, sanitários e econômicos que devem ser considerados (SILVA, 1973).

Além disso, resíduos oriundos do abate de animais e do processamento da carne foram considerados altamente poluentes, devido a quantidade excessiva de matéria orgânica e carga microbiológica presente no material. Sendo necessária a destinação adequada de todos os resíduos e subprodutos provenientes do abate (PARDI et al., 2006).

Como os principais riscos ambientais provocados pelo descarte inadequado de dejetos de animais no meio ambiente destacaram-se a contaminação de cursos de água (córregos, rios, riachos, ribeirões entre outros) pelo arraste do resíduo orgânico; a redução do teor de oxigênio da água ocasionado em razão da elevada Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO5) por parte da degradação do resíduo; o crescimento acelerado de plantas aquáticas por meio dos diversos nutrientes contidos nos resíduos principalmente N, P, K; e a eutrofização dos corpos d'água (SCHROEDER, 1977; BRANCO, 1983; IMHOFF; IMHOFF, 1986; TCHOBANOGLIOUS; BURTON, 1991; DOTTO; WOLFF, 2012); a contaminação do solo através da infiltração de águas residuárias no lençol freático (LINDLEY, 1979); a produção de gases nocivos (amônia, metano, dióxido de enxofre, aminas, ácidos orgânicos gordurosos, sulfeto de hidrogênio, sulfeto de hidrogênio e outros) aos animais e ao homem, no interior das instalações de confinamentos, por causa da fermentação anaeróbia inadequada dos dejetos (BARTH, 1973; GARCIA-

VAQUERO, 1981; MÜLLER, 1987; NORÉN, 1987 ); e a incidência de moscas e gases odorantes (LINDLEY, 1979).

A produção dos gases emitidos na produção agropecuária pode ser mitigada através de tecnologias ou técnicas de produção já existentes. Uma das alternativas seria a intensificação da atividade por meio de melhorias no manejo das pastagens, da qualidade do alimento fornecido aos animais e do manejo dos dejetos de animais confinados, utilizando tecnologias como a biodigestão anaeróbia para o tratamento destes dejetos (SANTOS; NOGUEIRA, 2012).

Oliveira et al. (2021) constataram que o resíduo de sangue bovino na concentração de  $12\text{m}^{-3}\text{ ha}^{-1} = 98, \text{ kg P ha}^{-1}$  apresentou potencial de utilização como fonte alternativa para manejo de fertilidade de P em sistema de cultivo de girassol em Latossolo de textura argilosa. Entretanto, os mesmos autores recomendaram o uso do resíduo orgânico de forma vinculada a fertilizantes minerais na proporção de 50% da mistura, em detrimento do efeito associativo com a produção de aquênios ainda ser questionável. Indicando a necessidade de estudos futuros sobre a temática para verificação do poder associativo do resíduo sanguíneo com fertilizantes químicos.

Costa et al. (2021) ao realizarem um estudo de caso sobre o “inventário do ciclo de vida de biogás para geração de energia elétrica em uma fazenda leiteira”, observaram durante a coleta de dados que 93 vacas leiteiras produziram diariamente cerca de 3160 kg de dejetos que gerou  $186 \text{ Nm}^3$  de biogás e resultou em 283,4 kWh de energia elétrica, promovendo economia significativa permitindo o abastecimento por aproximadamente 3 horas ao dia na sede, na ordenha e no barracão, sendo reutilizados os coprodutos como o resíduo sólido a base de esterco bovino e biofertilizante, caracterizando dessa forma uma produção sustentável.

### 2.1.2 Suínos

O sistema de criação de suínos em confinamento que atribuiu ganhos elevados de produtividade para o setor da suinocultura brasileira, impulsionando o aumento crescente do consumo de carne de porco por parte dos consumidores, se apresentou como uma atividade altamente dependente de recursos hídricos que, quando manejados inadequadamente, geravam excessivas quantidades de resíduos no ambiente (GOMES et al., 2014a; SCHNEIDER; CARRA, 2016).

Para que a atividade de produção animal fosse mantida de forma sustentável, foi imprescindível que cada unidade produtora de suínos elaborasse um planejamento sob a

gestão da água e da ração, para garantir a eficiência no tratamento dos dejetos ao mesmo tempo minimizando os impactos negativos em relação a conservação dos agroecossistemas (DIAS, 2015). A estruturação da suinocultura no Brasil chamou a atenção de empresas para o investimento em tecnologia de biodigestores, oferecendo os créditos das reduções certificadas de emissões (RCEs) para financiamento da tecnologia e as mudanças na prática de manejo, tratamento e utilização dos dejetos de suínos (KONZEN, 2005).

O manejo correto dos dejetos de suínos foi composto por seis importantes etapas determinadas como produção, coleta, armazenagem, tratamento, distribuição e reaproveitamento dos dejetos, em sua forma líquida, pastosa ou sólida (ROHR, 2014).

Alguns fatores zootécnicos como tamanho do animal, sexo, raça e atividade desempenhada assim como, os fatores ambientais de temperatura e umidade e fatores dietéticos de digestibilidade e conteúdo de fibra e proteína do alimento ofertado foram relatados como de grande influência sobre o volume de dejetos gerados por cada suíno na cadeia produtiva. (DARTORA; PERDOMO; TUMELERO, 1998).

Por consequente, quando os suínos permaneceram alojados em pequenos espaços em condições ambientais completamente inadequadas houve emissão potencial de gases do efeito estufa como sulfeto de hidrogênio ( $H_2S$ ), dióxido de carbono ( $CO_2$ ), metano ( $CH_4$ ) e amônia ( $NH_3$ ). Em função disso, a suinocultura foi vista como uma atividade de alto risco ambiental, uma vez que a capacidade poluidora dos dejetos suínos se apresentou 260 vezes maior que a originada por esgotos domésticos (ANGONESE, et al., 2006).

Contudo, os efluentes gerados pela suinocultura, após a estabilização podem ser utilizados como fonte fornecedora de nutrientes e matéria orgânica nas áreas de pastagens e de cultivos agrícolas, desde que sejam tomados cuidados em relação a quantidade de efluente lançado ao solo durante a fertirrigação, já que doses elevadas promoveram a saturação do solo e favoreceram o acúmulo de metais pesados (ANDRADE; FILHO; BORGES, 2017).

A adição de resíduo suíno na forma líquida, forneceu micronutrientes como o cobre (Cu) e o zinco (Zn) (SEDIYAMA et al., 2000), e macronutrientes como nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), magnésio (Mg), cálcio (Ca) e sódio (Na) (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002).

Vários autores relataram a obtenção de resultados satisfatórios em relação a utilização de resíduos de suínos na agricultura. Gonzatto et al. (2017), avaliando a produtividade de grãos, palha e acúmulo de N no plantio direto das culturas do milho,

aveia e trigo nos anos de 2011 a 2015 em um solo argiloso sob clima tropical, verificaram que a injeção rasa de dejetos de suínos antes da semeadura, aumentou significativamente o rendimento de grãos e a eficiência do uso de N nas culturas do milho e trigo a cada ano e ao longo dos anos, em comparação com a aplicação de difusão superficial. Os mesmos autores também observaram que a aplicação de dejetos de porco no milho nos anos de 2013/2014 proporcionou aumento significativo na produção de palha, da mesma forma ocorreu com a cultura do trigo em (2013), em comparação a aplicação de difusão superficial; e favoreceu a produção total de matéria seca (MS) do milho nos períodos de 2011/2012 e 2013/2014, e de trigo em 2013 e 2014. Dados semelhantes foram relatados no milho por (BALL COELHO; ROY; BRUIN, 2006; FEDEROLF et al., 2016;) e trigo (MOOLEKI et al., 2002; NYORD; HANSEN; BIRKMOSE, 2012).

Quadro et al. (2011) relataram que a aplicação de dejetos de suínos e calcário, sobre a biomassa de um Argissolo Vermelho-Amarelo, propiciou aumento da produção de carbono na biomassa microbiana até a dose de 18 mg ou Mg ha<sup>-1</sup>, com e sem a aplicação de calcário; e apenas de dejetos suínos ao solo aumentou a incorporação de N.

Lourenzi et al. (2014) observaram que aplicação de dejetos de suínos ao longo dos anos (maio de 2000 a janeiro de 2008) em culturas de grãos e plantas de cobertura, promoveu aumento da disponibilidade de nutrientes, principalmente de P, como também aumentou a concentração de Cu e Zn, elementos potencialmente tóxicos a plantas quando utilizados de maneira inadequada. A taxa de aplicação anual de 80 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos suínos para o milho, foi a que apresentou maior produção de matéria seca e rendimento de grãos. Enquanto, para o feijoeiro os maiores índices de produtividade foram alcançados até a taxa de 20 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos suínos, demonstrando que a cultura a ser cultivada deve ser considerada antes de implantar o manejo de adubação.

Basso et al. (2016) também obtiveram resultados satisfatórios da aplicação de dejetos suínos na taxa de 80 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> em sistema de sucessão de culturas de trigo e milho. Foi relatado pelos autores que a dose de 80 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> favoreceu o acúmulo de N, P, K na matéria seca em relação aos dois tipos de controle, sendo o primeiro sem adubação e o segundo com fertilização mineral. E esses resultados comprovam o potencial fertilizante dos dejetos suínos frente ao acúmulo satisfatório de nutrientes na MS.

Albuquerque et al. (2017) investigaram os efeitos residuais de dejetos suínos aplicados em pastagem de capim tapete comum (*Axonopus affinis*) durante os períodos de setembro de 2008 a março de 2010, objetivando inicialmente avaliar o parâmetro de produção de matéria seca. No entanto, em anos posteriores durante outubro de 2010 a

maio de 2011, também avaliou-se a absorção de nitrogênio forrageiro. Os tratamentos empregados foram 102, 204, 306, 408 e 51 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos suínos líquidos aplicados por dois anos e uma dose de nitrato de amônio equivalente e 1.250 kg ha<sup>-1</sup> aplicados por dois anos consecutivos, com presença do tratamento controle sem adubação nitrogenada. Foi observado perante essas condições, que a produção de matéria seca aumentou em 398 kg ha<sup>-1</sup> para cada 100 m<sup>3</sup> de dejetos suínos aplicados e a absorção de N pela forragem aumentou de 8 a 40%, demonstrando que a liberação ocorreu de forma gradual e a disponibilidade de N nos dejetos, pode reduzir o uso de fertilizantes nitrogenados em pastagens.

### 2.1.3 Aves

A avicultura produz uma quantidade significativa de resíduos que basicamente constituem-se da cama de aviário originada a partir de fezes, urina, penas, ovos quebrados, restos de ração e água que ficam depositados sobre o piso dos galpões (PAGANINI, 2004; GRIMES, 2004), propiciando imensos prejuízos de natureza física, biótica e antrópica ao meio ambiente (OLIVEIRA; NETO; VALENÇA, 2013).

O nitrogênio e o fósforo foram os nutrientes encontrados em maiores proporções nos resíduos avícolas, entretanto, podem ocasionar problemas ambientais (PALHARES; PASCALE, 2011). Em sua forma nítrica (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), o nitrogênio apresentou uma alta mobilidade no solo e uma baixa capacidade de retenção de água por parte das partículas do mesmo, devido as características aniônicas e de configuração do nitrato não o permitirem realizar ligações específicas com os colóides do solo (ALCÂNTARA; CAMARGO, 2005) sendo sua adsorção apenas eletrostática, exclusivamente dependente da carga líquida do solo. Tais aspectos favoreceram a percolação, uma vez que todo o NO<sub>3</sub><sup>-</sup> concentrado na solução do solo estava frequentemente sujeito às perdas por lixiviação e escoamento superficial (LORENSINI et al., 2012).

Outra forma química de N comumente encontrada nos resíduos de animais foi a amônia (NH<sub>3</sub>). O processo de conversão do íon amônio para amônia ocorre perante a elevação do pH e condições de alta umidade (OVIEDO-RONDÓN, 2008). Desse modo, a amônia foi conhecida como o gás mais danoso produzido em galpões avícolas (CARLILE, 1984). Hernandez et al. (2002) constataram que, nos galpões de criação de frango, o controle rigoroso da amônia no ar foi imprescindível, especialmente em níveis de concentração elevados durante a fase de desenvolvimento das aves ou no período final de criação. A inalação dessa substância a um nível superior de 60 ppm, deixou a ave

propensa a manifestar problemas respiratórios (SIMIONI JR et al., 2009). Além de afetar a saúde dos trabalhadores em meio a irritações (nos olhos, boca, garganta e pele), promove a poluição da água, do ar e do solo (PALHARES et al., 2011).

Em termos de produção, o fósforo foi considerado um dos elementos mais limitantes as culturas agrícolas (SIMS; SIMARD; JOERN, 1998). Por apresentar menor afinidade com os colóides do solo, as formas orgânicas de P foram facilmente lixiviadas (CHARDON et al., 1997). Os compostos orgânicos presentes na cama de frango tenderam a diminuir o potencial de adsorção do solo, devido a habilidade em capturar óxidos e hidróxidos de ferro (Fe) e alumínio (Al) (BEAUCHEMIN; SIMARD; CLUIS, 1996).

Assim, quando o P foi aplicado em excesso no solo, diminuiu a capacidade de absorção de outros nutrientes, devido a ocupação dos sítios de absorção (retenção) (TOOR; CONDRON; CAMERON, 2004), que conseqüentemente tornou a capacidade finita de adsorção do solo gradualmente reduzida, principalmente, para adsorver P (NAIR; HARRIS; CHAKRABORTY, 2010; SEGANFREDO, 2017). Diante disso, a disponibilidade deste macronutriente para as plantas aumentou nas formas mais prontamente disponíveis (SCHERER et al., 2010). A elevada quantidade do elemento no solo aliada a grande mobilidade, colaborou para o acúmulo na superfície, como também contribuiu para futuros escoamentos superficiais e subsuperficiais (GIROTTO et al., 2010).

O arraste do fósforo para os corpos d'água, através do processo de escoamento superficial, desencadeou uma série de problemas de cunho ambiental como a eutrofização das algas, deterioração dos organismos (plantas aquáticas, cianobactérias, algas), decomposição da matéria orgânica e redução do teor de oxigênio dissolvido na água, tornando a água inapropriada para o consumo humano e inviável para criação de peixes ou qualquer outro animal aquático (RAST; THORNTON, 1996, CORREL, 1988).

Robinson e Sharpley (1995) avaliando a liberação de N e P da cama de frango, observaram que a aplicação da cama de aviário, baseada na necessidade de P das culturas, promoveu maior estabilização das formas orgânicas de P, reduzindo a possibilidade de danos ambientais. Os dejetos de aves apresentaram-se com uma relação C/N baixa, o que indicou que o nitrogênio não foi limitante. Entretanto, podem ocorrer problemas de toxicidade devido à amônia, quando se opera com altas cargas orgânicas. Ao invés de suplementar o resíduo sugere-se equilibrar as relações entre seus componentes (LUCAS; SANTOS, 2000).

Tessaro et al. (2015) ao analisarem o potencial energético da cama de aviário produzida na região Sudoeste do Paraná, utilizada como substrato para a produção de biogás, concluíram que nos três sistemas de tratamentos avaliados, o resíduo avícola demonstrou capacidade para produzir biogás, sendo o tratamento a base de 3,5 kg de cama de frango e 56,5 kg de biofertilizante o mais viável. Ainda verificaram no biofertilizante a presença de macro e micronutrientes como o No, P, K, Mg, Ca, Na, Fe, Zn, Mn, cobre e B.

Ferreira et al. (2010) utilizaram em seu estudo resíduos de aves mortas e sangue de suínos, proveniente de abatedouro, como fertilizante orgânico na cultura do feijão cv. Uirapuru em um Cambissolo Háplico de textura média. Foram analisadas as variáveis de número de vagem, número de grãos por vagem, massa de mil grãos e produtividade. Os autores observaram, que nenhum dos componentes de produção diferiram-se estatisticamente entre si em relação aos tratamentos na combinação de 100% do fertilizante mineral e 100% do biofertilizante e concluíram que o biofertilizante demonstrou eficiência similar à do fertilizante químico na nutrição da cultura do feijoeiro. Também, foi relatado que a mistura de 50% do fertilizante mineral e 50% do biofertilizante mostrou-se bastante responsiva, promovendo maior incremento na produção de vagens por planta e produtividade.

## 2.2 PROCESSO DE BIODIGESTÃO

A degradação, transformação ou decomposição de biomassa trata-se de um processo de biodigestão anaeróbia que ocorre por meio de microrganismos. Alguns produtos biodegradáveis também conhecidos como sintéticos também podem ser digeridos. A digestão biológica ocorre em diferentes estágios: hidrólise, acidogênese; acetogênese e metanogênese (OLIVEIRA, 2005).

A fase de hidrólise é realizada quebrando as cadeias de carbono de proteínas, lipídios e carboidratos em substâncias mais simples, como aminoácidos, açúcares, glicerol e ácidos graxos. Comparada com outras substâncias orgânicas, a reação de hidrólise das fontes de lignocelulose acontece de forma lenta e incompleta (DEUBLEIN, 2011).

Na etapa de acidogênese, ocorre o processo de hidrólise, onde os produtos gerados são transformados em ácido acético, dióxido de carbono, ácidos graxos e outros compostos, assimilados pelas células de bactérias fermentadoras (KARAGIANNIDIS, 2012; FORESTI et al., 1999).

A conversão de ácidos graxos em acidogênese e a liberação de hidrogênio e dióxido de carbono são realizadas durante a fase de geração do ácido acético. Nesta fase, existe um substrato para a produção de metano (KARAGIANNIDIS, 2012).

A etapa de acetanogênese ocorre a transformação de ácidos graxos em ácido acético, liberando hidrogênio e CO<sub>2</sub> é realizada. Nesta fase, obtém-se os substratos para a produção do metano (KARAGIANNIDIS, 2012).

O objetivo da última etapa é produzir metano (CH<sub>4</sub>) por dois grupos de bactérias, um grupo converte o ácido acético para produzir metano (bactérias acetofílicas) e o outro grupo converte hidrogênio e dióxido de carbono (bactérias hidrotróficas). Metanogênese é o nome dado a este processo (ABBASI et al., 2012).

### 2.3 FATORES DE INTERFERÊNCIA NA BIODIGESTÃO

A biodigestão pode ser interferida por vários fatores, sendo mais importante, a temperatura (CHEUNBARN e PAGILLA, 2000). Conforme Salomon (2007), os valores de temperatura vinculadas ao desenvolvimento microbiano os classificam como psicrófilos (<20°C); mesófilos (20-40°C) e termófilos (>45°C).

Para a biodigestão anaeróbia, determinou-se o pH ideal entre 6,8 a 7,5, contudo, maior eficiência pode ser observada em índice mais amplo, entre 6 e 8 (FORESTI, 1999).

Moura (2012) constatou que em meio ácido não existiu atividade enzimática bacteriana, enquanto que, em um ambiente extremamente alcalino, a fermentação produziu dióxido de enxofre e hidrogênio, sendo um valor de pH próximo do neutro, o mais recomendado para este tipo de digestão. A interação entre carbono e nitrogênio também se apresentou como um fator importante no processo de digestão, visto que todos os organismos vivos necessitam de nitrogênio para sintetizar proteínas. Porém, a relação deve estar mais próxima do valor ideal, caso contrário a bactéria não conseguirá consumir todo o carbono presente no meio e o desempenho do processo será baixo (SGORLON et al., 2011). O valor ótimo da relação C/N encontra-se entre 20 e 30 (REICHERT, 2005).

Finalmente, também constatou-se que o tempo de residência hidráulica (TRH) que corresponde ao tempo necessário para o material passar pelo digestor, ou seja, o tempo de entrada e saída dos diferentes materiais no digestor, como água, sólidos e células (MOURA, 2012), se apresentou diretamente ligado com o teor de sólidos totais do substrato determinando tempo que o material leva para ser degradado dentro do biodigestor (GOMES; CAPPI, 2011).

## 2.4 BIODIGESTORES

O digestor biológico é um equipamento vedado e impermeável no qual os materiais orgânicos são depositados para a fermentação anaeróbia, ou seja, na ausência de ar atmosférico, um processo bioquímico denominado digestão anaeróbia ocorre em um tempo determinado para formar um estado gasoso. Produtos como metano e carbono dióxido de carbono e até fertilizantes biológicos são gerados (MAGALHÃES, 1986).

O biodigestor consiste em um reservatório que acumula biomassa em um determinado tempo e uma câmara (gasômetro) que armazena a produção de biogás. O material produzido fica na parte livre do biodigestor, sendo direcionado para diversas aplicações, como aquecimento e resfriamento, e até mesmo para geração de energia. Os digestores biológicos podem ser divididos em tipo contínuo ou tipo de lote. Na primeira opção, um suprimento diário de biomassa é fornecido diariamente, através da descarga proporcional à entrada de biomassa. Enquanto o intermitente utiliza a capacidade máxima de armazenamento de biomassa até a completa biodigestão. Ao final do processo, os resíduos da digestão são removidos para nova reposição de biomassa (KARAGIANNIDIS, 2012).

O biogás é produzido criando um ambiente favorável para que as bactérias metanogênicas atuem sobre a matéria orgânica, produzindo assim esse combustível por meio de uma determinada via biológica. As condições químicas e físicas necessárias ao desenvolvimento dessas bactérias em digestores biológicos criam um ambiente favorável à produção de biogás, estabelecendo, assim, uma determinada faixa de pH, temperatura e relação carbono/nitrogênio da biomassa (GOMES; CAPPI, 2011).

A produção do biogás e do biofertilizante pelo sistema de biodigestão agrega a propriedade rural, seja tanto pelo fator financeiro, assim como pela integração às mais variadas atividades que se desenvolvem no meio rural, trazendo mais qualidade na geração de energia renovável, assim como na reciclagem de nutrientes para as plantas e no saneamento ambiental (COLATTO; LANGER, 2011).

## 2.5 MODELOS DE BIODIGESTORES

### 2.5.1 Modelo indiano

O biodigestor de modelo indiano foi desenvolvido no ano de 1950 pelo *Gobar Gas Institute* (TOLEDO; PROENÇA, 2022). O equipamento apresenta uma campânula flutuante com gasômetro que pode se mostrar emersa sobre a biomassa em fermentação ou em um selo de água externo com o intuito de reduzir perdas durante o processo de

geração do gás. Existente ainda uma parede central permitindo que o tanque de fermentação possua câmara dupla (DEGANUTTI et al, 2002).

Conforme o gás e seu volume é produzido, este não é imediatamente consumido, o gasômetro tende a se mover verticalmente, elevando seu volume e mantendo a pressão constante. A reposição deve ser contínua, e o substrato utilizado no presente modelo deve apresentar uma concentração de sólidos totais (ST) de até 8% de permitindo que a circulação pelo interior da câmara seja facilitada prevenindo obstrução dos canos de entrada e saída do material (DEGANUTTI et al, 2002).

Esse modelo possui fácil construção, contudo alguns elementos podem onerar o custo final, visto que o gasômetro deve ser de metal, assim como a logística das unidades rurais podem inviabilizar o transporte e a instalação do biodigestor, sendo estes os exemplos mais comuns de entrave para a admissão do mesmo (JORGE; OMENA, 2012).

Em um experimento realizado com o objetivo de verificar a eficácia do biodigestor tipo indiano alimentado com lixo orgânico residencial urbano para obtenção de biogás e biofertilizante, nas quatro estações durante um ano, foi observado que a produtividade média foi maior na estação do outono. Esse resultado pode ter sido influenciado, pelo fato de que nesta estação o biodigestor estava em maior equilíbrio de funcionamento e não ocorreu mudanças bruscas de temperaturas, e ainda o material orgânico disponível era bastante semelhante (GRANZOTTO; SCHERER, 2016)

### **2.5.2 Modelo chinês**

O biodigestor de modelo chinês foi desenvolvido entre as décadas de 1950 e 1960 pelo governo chinês durante a Guerra Fria, visando a descentralização energética, ou seja, no caso de ataque inimigo a energia deixaria de estar disponível no grandes centros, entretanto as pequenas unidades de biodigestão nos vilarejos, vilas e regiões mais distantes passariam despercebidas e permaneceriam intactas (PALHARES, 2007). O equipamento é formado por uma câmara de fermentação cilíndrica em alvenaria, com o teto abobado, impermeável onde é armazenado o biogás produzido. Ocorre o deslocamento do efluente da câmara de fermentação para a saída devido ao aumento de pressão no seu interior, haja visto o acúmulo de biogás. Assim como o modelo indiano, o modelo chinês requer um substrato com teor de ST de 8%, com o objetivo de se evitar entupimentos e obstruções no sistema de entrada e saída do material, e sua alimentação deve ser contínua (DEGANUTTI et al, 2002).

Esse equipamento é construído quase todo em alvenaria, o que dispensa a utilização de gasômetro em chapa de aço, diminuindo os custos. Contudo, neste tipo de construção, podem ocorrer problemas como o vazamento do biogás devido a casos em que a vedação e impermeabilização não são executadas corretamente (ANDRADE et al., 2012).

Esse biodigestor normalmente tem o funcionamento com alta pressão e pode alterar em função da produção e consumo do biogás. Nesse sentido, se torna necessária uma câmara de regulagem, que oportunize trabalhar em baixa pressão (GASPAR, 2003).

Nazaro (apud Kalia et. al, 1998) observou por uma década o comportamento de um biodigestor Chinês implantado na Índia com suporte para processar 3m<sup>3</sup>, com reposição diária de 60kg e um tempo de retenção hidráulica de 55 dias, foi detectado que a temperatura do substrato oscilou consideravelmente, conforme a temperatura ambiental, e a produção diária, também variou conforme a temperatura, obtendo maior eficiência no período de verão (2000 L/dia de biogás, aproximadamente), com elevação de 23-37% no inverno (1600L/dia). Contudo, nos primeiros cinco anos foi observado uma queda de 34% na produção de biogás e, nos cinco anos posteriores, o material tendenciosamente se acumulava na região do reator, gerando curtos-circuitos.

### **2.5.3 Modelo Canadense (Modelo da Marinha)**

Desenvolvido pela Marinha Canadense, foi introduzido no Brasil em 1970, possui tecnologia mais avançada, mesmo que apresente construção simples. Com uma câmara de digestão escavada no solo e gasômetro inflável feito de material plástico ou algo similar, apresenta formato horizontal, com uma caixa de entrada em alvenaria (DEGANUTTI et al, 2002).

Conforme o biogás é gerado, a cúpula plástica maleável é inflada e o biogás é armazenado ou pode ser enviado a um gasômetro a parte, para obter maior controle operacional (JUNQUEIRA, 2014).

O local onde biodigestor for instalado, deverá permitir o menor risco de ocorrência de furos na manta superior que possam resultar em vazamento do gás (PEREIRA et al., 2009). Visto que, durante o processo de produção do gás a cúpula do biodigestor infla e, como mencionado, é feito de material plástico maleável conhecido também como PVC permitindo-se, assim, ser retirada quando necessário. Contudo, essa cúpula pode onerar o custo final do biodigestor (CASTANHO; HARRUDA, 2008).

Quando comparado com o modelo indiano, o modelo da marinha apresenta vantagem de receber elevada quantidade de resíduos. Já, quando comparado ao modelo chinês, a vantagem está no fato de que ele sofre danos como rachadura depreciações estruturais, visto que, os solos brasileiros sofrem muitas acomodações, podendo gerar perdas do gás, exigindo acompanhamentos e manutenções constantes (OLIVEIRA, 2006).

Estudo realizado com biodigestor anaeróbio de dejetos caprinos e ovinos tipo canadense, de contínua alimentação, atingiu produção média de biogás de  $0,003\text{m}^3\text{ kg}^{-1}$  de substrato, sendo este um valor recorrente nos estudos (QUADROS et al., 2010). Xavier e Lucas Junior (2010) verificaram uma produção de biogás de  $0,07\text{ m}^3\text{ kg}^{-1}$  de resíduo em 45 dias em tempo de retenção hidráulica. Essas variações observadas na literatura podem ser atribuídas ao tipo de biodigestor adotado, o modo de alimentação (contínua ou batelada), os diferentes tipos de retenção hidráulica, ainda características intrínsecas a constituição do material a ser biodigerido.

#### **2.5.4 Modelo Descontínuo**

O biodigestor de batelada é como um tambor desenvolvido com biomassa, na qual o biogás é gerado dentro deste tambor. Quando toda a produtividade deste modelo é descontinuada, o equipamento bioanalítico se esgota. Este é um aspecto de modelo difícil de se utilizar pois está totalmente carregado e necessita ser esvaziado (CASTAÑÓN, 2002).

Há estudos em que não FOI possível despejar esterco diariamente no biorreator, como NO caso das aves. De fato, o processo de produção não removeu resíduos impactantes para encher continuamente os biorreatores, e geralmente os resíduos são evacuados das fazendas a cada 60 dias. Portanto, o biodigestor mais viável para este caso é o modelo batelada (JÚNIOR et al., 2006).

Esse modelo de digestor é composto por uma câmara de fermentação, em alvenaria, e um medidor de gás portátil metálico. Como não é alimentado diariamente, este modelo dispensa caixa de correio e caixa de saída.

Os resíduos que foram diluídos são alimentados, uma vez no tanque de fermentação e removidos somente depois da conclusão da produção de biogás e biofertilizantes, na qual quando há a fermentação dos resíduos todo o processo é finalizado. Esse período exato de fermentação dependerá da modalidade de esterco introduzido no biorreator, que pode ser de 60 até 90 dias (JÚNIOR et al., 2006).

Quando todo o processo é finalizado com a determinante descontínua, o bioanalisador é limpo e, em seguida, recebe novos resíduos para iniciar a modelagem do processo. O digestor intermitente é um modelo simples, adequado para pequenas produções de biogás, o qual aceita uma quantidade de matéria orgânica que só é repostada após uma etapa de tempo adequadamente calculado e com impactos ao sistema para a decomposição do lote. É um tanque de alvenaria, seja de metal ou fibra de vidro, que é carregado, vedado e, após 15 a 20 dias de fermentação (dependendo do tamanho do biorreator), começa a produzir biogás. Após o uso do gás, o bioanalisador de batelada é aberto, descarregado, limpo e reabastecido, reiniciando o processo. É fundamental e recomendado ter duas unidades, pois um digestor inicia toda a produção e, o outro é carregado quando o biogás de um se esgota. (CASTAÑON, 2002).

## 2.6 SUBPRODUTOS

### 2.6.1 Biogás

O biogás é uma fonte de energia renovável originada a partir de uma vasta gama de resíduos rurais (VILLARROEL-SCHNEIDER et al., 2020). Dentre as matérias-primas foram citadas a biomassa, os resíduos alimentares, a lama de depuração, os dejetos animal, e os resíduos agrícolas (TABATABAEI et al., 2020). Em outras palavras pode-se dizer que o biogás é o produto obtido através da decomposição anaeróbia de resíduos orgânicos (FARIA, 2012).

Geralmente, os constituintes do biogás são dióxido de carbono inerte, metano, sulfureto de hidrogênio, quantia diminuta de hidrogênio e umidade (WARD, 2008; INAC, 2020). No entanto, essa composição de gases pode variar de acordo com o tipo de resíduo a ser digerido, condições de funcionamento da biodigestão, assim como o modelo de biodigestor a ser utilizado no processo e entre outros fatores (FARIA, 2012).

Quanto ao tipo de fermentação, pode ser classificado como termófilo (55 C) e mesófilo (35 C) (WARD, 2008; INAC, 2020). Segundo Soares (1990), quando o processo ocorre na faixa termofílica, acontece uma maior instabilidade nos parâmetros de controle, podendo agravar-se ainda mais caso surja uma variação na temperatura. Já Castro e Cortez (1998) constataram que a faixa mesofílica, de 30 a 40 °C, obteve maior eficiência na degradação de sólidos de esterco bovino, bem como demonstrou-se a mais promissora para a produção de biogás.

Em relação a outras fontes de energia, o poder calorífico do biogás varia entre 5.000 a 7.000 kcal m<sup>-3</sup>, sendo que 1m<sup>3</sup> de biogás corresponde a 1,5 kg de lenha, ou a 0,45 litro de gás de cozinha (OLIVER et al, 2008).

De acordo com Oliveira e Higarashi (2006), o gás metano, principal componente do biogás, não possui cheiro, cor ou sabor. Porém, quando se encontra na presença de outros gases, apresenta odor semelhante a vinagre ou a ovo podre, característica que desperta a atenção para ocorrência de gases corrosivos como o ácido sulfídrico (H<sub>2</sub>S). Os autores ainda enfatizam que a presença de gases corrosivos, juntamente com o vapor da água e CO<sub>2</sub> no biogás *in natura*, pode inviabilizar diretamente processos de armazenagem e de produção de energia. Em decorrência da redução da vida útil de equipamentos sofisticados como motores a combustão, geradores, bombas e compressores. Portanto, o emprego de filtros, dispositivos de resfriamento, condensação e lavagem é indispensável para garantir a retirada da água, H<sub>2</sub>S e outros elementos, ao mesmo tempo que também assegura o uso prolongado desses equipamentos (LA FARGE, 1995).

Com relação aos dejetos de animais, os nutrientes não são limitantes ao crescimento dos microrganismos. Dependendo da composição do substrato e de sua concentração, podem ser favoráveis ao processo ou tóxicas (LUCAS; SANTOS, 2000).

### 2.6.2 Biofertilizantes

Após o processo de biodigestão, quando os resíduos estão diluídos, apresentam alta qualidade para fim de fertilização agrícola. O produto com aspecto de lodo é denominado biofertilizante, e possui elevada quantidade de nitrogênio e de fósforo (BARBOSA; LANGER 2011). A agropecuária tem potencial para utilizar e aprimorar o emprego de biofertilizante reduzindo o impacto da atividade sobre a biodiversidade e o meio ambiente (PAULA, 2020).

A biodigestão anaeróbia é uma prática alternativa de alta viabilidade (SOUZA, 2001), visto que depois do tratamento, o efluente com pH próximo ao neutro se torna estável, e sua aplicação no solo permite que os nutrientes sejam reciclados. O material a ser incorporado ao solo, deverá apresentar estabilidade, com vistas a não haver competição da matéria orgânica do resíduo, com os microrganismos e as plantas pelo oxigênio

Conforme Barrera (1993), 7.5 é um pH médio e levemente alcalino. Assim sendo, este valor é potencialmente favorável para o desenvolvimento de microrganismos benéficos ao solo.

Segundo a companhia auxiliar de empresas elétricas brasileiras (1981), o biofertilizante possui as seguintes vantagens: o conteúdo de matéria orgânica do resíduo apresenta capacidade de retenção de umidade pelo solo, e deste modo mantem a planta do período de veranico; otimiza a estrutura do solo gerando maior aeração do mesmo, estimulando à oxidação da matéria orgânica pela microbiota do solo; alta velocidade de decomposição pelos microrganismos, permitindo os nutrientes estarem prontamente disponíveis aos vegetais.

Para Barbosa e Langer (2011), dentre as vantagens observadas no uso de biofertilizantes na agricultura destacaram-se o baixo custo quando comparado adubação mineral e a não ocorrência de problemas de degradação e acidez dos solos, sendo que os biofertilizantes podem ser produzidos a partir de diversos subprodutos, oriundos de práticas produtivas como produção de açúcar e etanol, produção de celulose, esgoto, entre outros.

Estudos revelam os efeitos positivos do biofertilizante no controle de pragas e doenças. Ação repelente sobre os insetos, fungistático e bacteriostático foram constatados (MEDEIROS; SILVA, 2006). Santos e Sampaio (1993) observaram uma propriedade coloidal do biofertilizante que ocasiona aderência do inseto sobre a superfície do tecido vegetal. Os autores detectaram efeito repelente e dissolvente contra pulgões e mosca-das-frutas.

Medeiros et al. (2000) constataram que o biofertilizante a base de conteúdo de rumem bovino e composto orgânico microgeo diminuíram a fecundidade, na fase de ovoposição e longevidade das fêmeas do ácaro-da-leprose dos citros, *Brevipalpus phoenicis*, quando aplicados em diferentes concentrações. O experimento demonstrou que o biofertilizante atuou por contato direto e residual e ainda funcionou de forma sistêmica na planta. Os autores atestaram que este biofertilizante agiu sinergicamente com *Bacillus thuringiensis* e o fungo *B. bassiana*, diminuído a viabilidade dos ovos e a sobrevivência de larvas bicho-furão-dos-citros (*Ecdytolopha aurantiana*).

Costa et al. (2016) estudando a produtividade do capim-mombaça (*Panicum maximum*), com biofertilizante oriundo de resíduos bovinos, com os tratamentos: Controle; Tratamento com 50m<sup>3</sup>, tratamento com 100 m<sup>3</sup> e tratamento com 200 m<sup>3</sup> de biofertilizante, observaram benefícios a produção de pastagens, especialmente na área que já vinha sofrendo por falta de manejo adequado. Nesse estudo, foi atestado que as maiores dosagens de biofertilizante L ha<sup>-1</sup> gerou melhores resultados, tanto de produtividade quanto de qualidade no teor de proteínas.

## 2.7 PRINCIPAIS VANTAGENS E DESVANTAGENS

As principais vantagens relacionadas a utilização de biodigestores são: baixo investimento de implantação e manutenção do sistema, facilidade de operação e controle, período prolongamento de vida útil do equipamento, ocupa pequenos espaços dentro das propriedades, reduz a contaminação do solo e da água, promove a remoção eficiente de dejetos de diversas categorias, permite que a tecnologia seja difundida em pequena escala reduzindo a dependência de grandes interceptores, melhora o condicionamento do solo, recicla nutrientes, aumenta a capacidade de produção das culturas. Além de gerar produtos finais como biogás e o biofertilizante (SILVA et al., 2012; JUNQUEIRA, 2014).

Segundo Epstein (1996), a biodigestão apresentou vários benefícios e poucas desvantagens: O provável requerimento de controle de odores e bioaerossóis na implantação da compostagem; demandara divulgação por meio de propagação dos produtos gerados (fertilizante ou biogás) da compostagem; é necessário grandes instalações composteiras, e isso pode ser maior do que a de outras tecnologias.

Gomes et. al. (2014b) afirmaram que a geração de biogás pode acarretar algumas desvantagens: A quantidade de biogás gerado depende diretamente das condições climáticas da região, visto que a temperatura da biomassa determinara a velocidade das reações anaeróbias que ocorrerá na câmara de fermentação; O sistema é vulnerável a descargas de desinfetantes e detergentes; A pressão variável do gás produzido pelo biodigestor canadense é uma desvantagem, uma vez que necessita de um compressor para o transporte, e uso de um sistema de aquecimento com queimadores que operam com pressão constante; Produção de gás sulfídrico, que possui odor desagradável; Elevado custo de manutenção, conforme escolha do material a ser utilizado na construção do biodigestor, pois há formação de gases corrosivos.

## 3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante do exposto, a destinação adequada de resíduos de origem animal é extremamente importante e necessária para garantir a sustentabilidade dos sistemas produtivos. Porém, a atenção voltada para a gestão de resíduos no país ainda é diminuta.

Em relação aos benefícios dos biodigestores e geração de energia, os produtores podem agregar valor na atividade agrícola, destinando corretamente os dejetos animais, produzindo energia suficiente para atender as demandas da propriedade, inclusive, promover a venda do excedente desta energia renovável para companhias elétricas por meio de políticas públicas que permitem tal compra. No entanto, mais pesquisas

necessitam ser realizadas, no intuito de reunir maiores informações acerca da qualidade do gás produzido, produtividade e custos de produção, visando potencializar o uso da tecnologia para grandes e pequenas propriedades.

Por outro lado, resíduos tratados, também representam economia ao produtor frente aos custos com a importação de fertilizantes químicos, tornando-se um recurso “precioso” para obtenção de adubo.

Contudo, o uso de biodigestores nas unidades agropecuárias e indústrias do setor cárneo vem contribuindo também para a mitigação de gases do efeito estufa. Usualmente, o modelo de biodigestor mais empregado no Brasil tem sido o canadense devido ao melhor custo benefício e facilidade de implantação.

## REFERÊNCIAS

- ABBASI, T.; TAUSEEF, S. M.; ABBASI, S. A. **Biogás Energy**. 1st ed. New York, USA: Springer, 2012.
- ALBUQUERQUE, D. C. K.; SCHEFFER-BASSO, S. M.; ESCOSTEGURY, P. A. V.; BRUSTOLIN-GOLIN, K. D.; ZABOT, V.; MIRANDA, M. Residual effect of pig slurry on common carpet grass pasture. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 21, n. 6, p. 374-378, jun. 2016.
- ALCÂNTARA, M. A. K.; CAMARGO, O. A. Adsorção de nitrato em solos com cargas variáveis. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.40, p. 369-376, abr. 2005.
- ANDRADE, H. B.; FILHO, L. O. M.; BORGES, L. A. C. O licenciamento ambiental de suinoculturas na região do Alto São Francisco, Minas Gerais. **Extensão Rural**, v. 24, n. 2, p. 72-84, 2017.
- ANDRADE, H., O.; PINHEIRO, G., D.; PEREIRA, A., I., S.; FERREIRA, J., C., S., F.; BORGES, M., V., F. Aspectos Teóricos na Produção de Biogás e Biofertilizante pelo Mecanismo de Biodigestão e Geração de Energia Elétrica Limpa Através de um Gerador Específico. **VII CONNEPI- Congresso Norte Nordeste de Pesquisa e Inovação**. Palmas, Tocantins, Brasil, 2012.
- ANGONESE, A. A.; CAMPOS, A. T.; ZACARKIM, C. E.; MATSUO, M. S.; CUNHA, F. Eficiência energética de sistema de produção de suínos com tratamento dos resíduos em biodigestor. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, n.3, p.745-750, 2006.
- BALL COELHO OU BALL-COELHO, B. R.; ROY, R. C.; BRUIN, A. J. Nitrogen recovery and partitioning with different rates and methods of sidedressed manure. **Soil Science Society of America Journal**, v. 70, n. 2, p. 464-473, 2006.
- BASSO, C. J.; PINTO, M. A. B.; SANTI, A. L.; SILVA, R. F.; SILVA, D. R. O. Pig slurry as a nutrient source in wheat/corn succession. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 63, n. 3, p. 412-418, maio/jun. 2016.
- BARBOSA, G. LANGER, M. O uso de biodigestores em propriedade rurais: uma alternativa à sustentabilidade ambiental. 2011. 9f. **Unoesc & Ciência**, Joaçaba, v.2, n.1, p 87-96, Xanxerê, 2011.
- BARRERA, P. **Biodigestores: energia, fertilidade e saneamento para a zona rural**. São Paulo:Ícone, 1993. 106 p.
- BARTH, L. C. **Odor sensationtheory and phenomena and their effect on olfactory measurements**. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 16, n. 2, p. 340-347, 1973.
- BEAUCHEMIN, S.; SIMARD, R. R.; CLUIS, D. Phosphorus sorption-desorption kinetics of soil under contrasting land uses. **Journal of Environmental Quality**. Qual., 25: 1317-1325, 1996.
- BERCHIELLI, T. T.; MESSANA, J. D.; CANESIN, R. C. Produção de metano entérico em pastagens tropicais. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, v. 13, p. 954-968, 2012.

BORDIM, S.; CEDROLA, F., D'AGOSTO, M., & DIAS, R. J. P. Microscópicos e eficientes: importância dos microrganismos no ambiente ruminal. **Revista Brasileira de Zootecias**, v. 17, n. 2, 2016.

BRANCO, S. M. **Poluição**: a morte de nossos rios. 2.ed. São Paulo: ASCETESB, 1983.155 p.

CARLILE, F.S. Ammonia in poultry houses: a literature review. **World Poultry World's Poultry Science Journal**, v.40, p.99-113, 1984.

CASTANHO, D., S.; ARRUDA, H., J. Biodigestores. **VI Semana de Tecnologia em Alimentos**. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Ponta Grossa, Paraná, Brasil, 2008.

CASTANÓN, N. J. B. **Biogás originado a partir dos rejeitos rurais**. Trabalho apresentado na disciplina: Biomassa como Fonte de Energia - Conversão e utilização, Universidade de São Paulo, São Paulo (2002).

CHARDON, W. J.; OENEMA, O.; CASTILHO, R.; VRIESEMA, R.; JAPENGA, J.; BLASUV, D. Organic phosphorus in solutions and leachates from soils treated with animal slurries. **Journal of Environmental Quality**. Qual., 26: 372-378, 1997.

CHEUNBARN, T.; PAGILLA, K. R. Anaerobic thermophilic/ mesophilic dual-stage sludge treatment. **Environmental Engineering**, v.126, p.796-801. 2000.

COSTA, B. P.; BORGES, M. D. R. S.; TEIXEIRA, L. A.; LUZ, S. M. Inventário do ciclo de vida de biogás para geração de energia elétrica: estudo de caso em uma fazenda leiteira Life Cycle Inventory of biogas for electricity generation: a case study in a dairy farm. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 12, p. 114359-114370, 2021.

COLATTO, L.; LANGER, M. Unoesc & Ciência – **ACET**, Joaçaba, v. 2, n. 2, p. 119-128, jul./dez. 2011.

COMPANHIA AUXILIAR DE EMPRESAS ELÉTRICAS BRASILEIRAS. **O biogás e suatecnologia**. Rio de Janeiro, 1981. 36 p.

CORRELL, D. L. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review. **Journal Environmental Quality**, Stanford, v. 27, n. 2, p. 261-266, 1998.

COTA, O. L.; FIGUEREDO, D. M.; BRANCO, R. H.; MAGNANI, E.; NASCIMENTO, C. F.; OLIVEIRA, L. F.; MERCADANTE, M. E. Z. Methane emission by Nellore cattle subjected to diferente nutritional plans. **Tropical Animal Health and Production**, v. 46, n. 7, p. 1229-1234, 2014.

DARTORA, V.; PERDOMO, C. C.; TUMELERO, I. L. **Manejo de dejetos de suínos**. Boletim informativo de pesquisa e extensão, Embrapa suínos e aves e Emater/RS, 1998.

DEGANUTTI, R.; PALHACI, M. D. C. J. P.; ROSSI, M. **Biodigestores rurais**: modelo indiano, chinês e batelada. *Proceedings of the 4th Encontro de Energia no Meio Rural*, 2002.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from waste and renewable resources**: an Introduction. 2nd edition. Germany: Wiley VCH. 2011.

DIAS, C. P. **Suinocultura de baixa emissão de carbono-Levantamento das Tecnologias que Reduzam Emissão de Carbono e que Proporcionem um Sistema de Produção Mais Limpa (P+ L)**. IICA, Brasília, DF (Brasil), 2015. Disponível em: <https://www.embrapa.br/documents/1355242/0/Biog%C3%A1sFert++Suinocultura+de+baixa+emiss%C3%A3o+de+carbono.pdf> . Acesso em 08 de ago. 2021.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos. Concórdia: **Embrapa Suínos e Aves**, v. 30, 2002.

DOTTO, R. B.; WOLFF, D. B. Biodigestão e produção de biogás utilizando dejetos bovinos. **Disciplinarum Scientia| Naturais e Tecnológicas**, v. 13, n. 1, p. 13-26, 2012.

EPSTEIN, E. **The Science of Composting**. Marco de Bertoldi, 1996.

FEDEROLF, C. P.; WESTERSCHULTE, M.; OLFS, H. W.; BROLL, G.; TRAUTZ, D. Enhanced nutrient use efficiencies from liquid manure by positioned injection in maize cropping in northwest Germany. **European Journal of Agronomy**, v. 75, p. 130-138, 2016.

FERREIRA, J. C. B.; SILVA, J. N. Biodigestor: aplicações e potencialidades. Um estudo de caso do IFMG campus Bambuí. In: **Semana de Ciência e Tecnologia do IFMG campus Bambuí**, 2. Jornada Científica, 2. Bambuí, 2009.

FERREIRA, A. O.; MORAES SÁ, J. C.; NASCIMENTO, C. G.; BRIEDIS, C.; RAMOS, F. S. Impacto de resíduos orgânicos de abatedouro de aves e suínos na produtividade do feijão na região dos Campos Gerais, PR, Brasil. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 5, n. 4, p. 7, 2010.

FERRONATO, N.; TORRETTA, V. Waste mismanagement in developing countries: A review of global issues. **International Journal of Environmental Research and public health**, v. 16, n. 6, p. 1060, 2019.

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

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; HAANDEI, A.V.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P.F.F. Fundamentos do Tratamento Anaeróbio. In: **CAMPOS, J. R. (Coord.). Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**. 1ª ed. Rio de Janeiro: RiMa Artes e Textos, p. 29-52. 1999.

GARCIA-VAQUERO, E. **Projeto e construção de alojamento para animais**. 2. ed. Lisboa: Litexa Portugal, 1981. 237 p.

GASPAR, R., M., 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**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina. Pós- Graduação em Engenharia de Produção. Florianópolis, 2003.

GEBLER, L.; PALHARES, J. C. P. Gestão ambiental na agropecuária. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Bento Gonçalves: Embrapa Uva e Vinho; Concórdia: **Embrapa Suínos e Aves**, 2007.

GIROTTI, E.; CERETTA, C. A.; DOS SANTOS, D. R.; BRUNETTO, G.; ANDRADE, J. G.; ZALAMENA, J. Formas de perdas de cobre e fósforo em água de escoamento

superficial e percolação em solo sob aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, v. 40, n. 9, p. 1860-1866, 2010.

GOMES, F. O. C.; CAPPI, N. Redução de Sólidos de Dejetos de Poedeiras em Biodigestores Operados com Diferentes Tempos de Retenção Hidráulica. In: Periódicos UEM. **Anais...** Encontro de Iniciação Científica, v.1, n.1. 2011.

GOMES, L. P.; PERUZATTO, M.; SANTOS V. S.; SELMITO M. A. Indicadores de sustentabilidade na avaliação de granjas suínolas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.19, p.143-154, 2014a.

GOMES, A. C. A.; ROCHA, M. M.; DA SILVA GALVÃO, A.; ALBINO, P. M. B. Incentivos para a viabilização do biogás a partir dos resíduos da pecuária leiteira no Estado de Minas Gerais. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 30, 2014b.

GONZATTO, R.; AITA, C.; BÉLANGER, G.; CHANTIGNY, M. H.; MIOLA, E. C. C.; PUJOL, S. B.; DESSBESEL, A.; GIACOMINI, S. J. Response of No-Till Grain Crops to Pig Slurry Application Methods and a Nitrification Inhibitor. **Agronomy Journal**, v. 109, p. 1687-1696, maio 2017.

GRANZOTTO, F.; SCHERER, M. J. Eficácia do resíduo sólido orgânico urbano na geração de biogás e biofertilizante com o uso do biodigestor indiano. **Disciplinarum Scientia| Naturais e Tecnológicas**, v. 17, n. 2, p. 321-334, 2016.

GRIMES J. L. Alternatives litter materials for growing poultry. **North Carolina Poultry Industry Newsletter**, v. 1, n. 11, p. 4, 2004.

HERNANDES, R.; CAZETTA, J. O.; MORAES, V.M.B. Frações nitrogenadas, glicídicas e amônia liberada pela cama de frango de corte em diferentes densidades e tempos de confinamento. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.31, n.4, p.1795-1802, 2002.

IMHOFF, K.; IMHOFF, K. R. **Manual de tratamento de águas residuárias**. 26. ed. São Paulo: E. Blücher, 1986.

INAC, S.; UNVERDI, S. O.; MIDILLI, A. Global warming, environmental and sustainability aspects of a geothermal energy based biodigester integrated SOFC system. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 45, n. 60, p. 35039-35052, 2020.

JORGE, L., H., A.; OMENA, E. **Biodigestor**. Dossiê Técnico. SENAI/ AM- Escola SENAI Antônio Simões. Março, 2012.

JÚNIOR, LUCAS et al. **Construção e Operação de Biodigestores**. Viçosa-MG, CPT, 2006.

JUNQUEIRA, S. L. C. D. **Geração de energia através de biogás proveniente de esterco bovino: estudo de caso na fazenda aterrado**. Universidade do Rio Janeiro, Departamento de Engenharia Mecânica DEM/POLI/UFRJ, Rio de Janeiro, 2014.

KARAGIANNIDIS, A. **Waste to Energy**: opportunities and challenges for developing and transition economies. 1st ed., London: Springer. 2012.

KHAN, I.; KABIR, Z. Waste-to-energy generation technologies and the developing economies: A multi-criteria analysis for sustainability assessment. **Renewable Energy**, v. 150, p. 320-333, 2020.

KONZEN, E. A. Dejetos de suínos fermentados em biodigestores e seu impacto ambiental como insumo agrícola. Sete Lagoas: **Embrapa Milho e Sorgo**, 2005. 4p. (Comunicado técnico 124).

KUNZ, A.; OLIVEIRA, P. A. V. D. Aproveitamento de dejetos de animais para geração de biogás. **Revista de Política Agrícola**, v. 15, n. 3, p. 28-35, 2006.

LA FARGE, B. D. **Le biogaz: procédés de fermentation méthanique**. Paris: Masson, 1995. 237p.

LINDLEY, J. A. Anaerobic-aerobic treatment of milking center waste. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 22, n. 2, p. 404-408, 1979.

LORENSINI, F.; CERETTA, C. A.; GIROTTO, E.; CERINI, J. B.; LOURENZI, C. R.; DE CONTI, L.; BRUNETTO, G. Lixiviação e volatilização de nitrogênio em um Argissolo cultivado com videira submetida à adubação nitrogenada. **Ciência Rural**, v. 42, p. 1173-1179, 2012.

LOURENZI, C. R.; CERETTA, C. A.; BRUNETTO, G.; GIROTTO, E.; TIECHER, T. L.; VIEIRA, R. C. B.; CANCIAN, A.; FERREIRA, P. A. A. Pig slurry and nutrient accumulation and dry matter and grain yield in various crops. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 3, p. 949-958, maio/jun. 2014.

LUCAS J. R., J.; SANTOS, T. M. B. Aproveitamento de resíduos da indústria avícola para produção de biogás. In: SIMPÓSIO SOBRE RESÍDUOS DA PRODUÇÃO AVÍCOLA, 2000, Concórdia, SC. **Anais...** Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2000. p. 27-43.

MAHMUDUL, H. M.; RASUL, M. G.; AKBAR, D.; NARAYANAN, R.; MOFIJUR, M. A comprehensive review of the recent development and challenges of a solar-assisted biodigester system. **Science of The Total Environment**, v. 753, p. 141920, 2021.

MCALLISTER, T. A., CHENG, K. J.; OKINE, E. K.; MATHISON, G. W. Dietary, environmental and microbiological aspects of methane production in ruminants. **Canadian journal of animal science**, v. 76, n. 2, p. 231-243, 1996.

MEDEIROS, M. B.; DA SILVA L., J. Biofertilizantes líquidos e sustentabilidade agrícola. **Bahia Agrícola**. Salvador, v. 7, p. 24-26, 2006.

MEDEIROS, M. B.; WANDERLEY, P. A.; WANDERLEY, M. J. A. Biofertilizantes líquidos. **Biotecnologia Ciência e Desenvolvimento**, v.31, p.38-44, jul./dez. 2003.

MEDEIROS, M. Effect of liquid biofertilizer on the oviposition of *Brevipalpus phoenicis*. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM OF UNDERGRADUATE RESEARCH, 9., 2000, São Paulo. **Anais...** São Paulo. 2000.

MIELE, M.; SILVA, M. L. B.; NICOLOSO, R. S.; CORRÊA, J. C.; HIGARASHI, M. M.; KUNZ, A.; SANDI, A. J. Tratamento dos efluentes de usinas de biogás. **Revista de Política Agrícola**, v. 24, n. 1, p. 31-46, 2015.

MONTEIRO, A. L. G.; FARO, A. M. C. d. F.; PERES, M. T. P.; BATISTA, R.; POLI, C. H. E. C.; VILLALBA, J. J. The role of small ruminants on global climate change. **Acta Scientiarum. Animal Sciences**, v. 40, 2018.

MOOLEKI, S. P.; SCHOENAU, J. J.; HULTGREEN, G.; WEN, G.; CHARLES, J. L. Effect of rate, frequency and method of liquid swine manure application on soil nitrogen availability, croppformance and N use efficiency in east-central Saskatchewan. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 82, n. 4, p. 457-467, 2002.

MÜLLER, W. Effects of odour on man and animals. In: STRAUCH, D. (Ed.). **Animal production and environmental health**. 6. ed. Amsterdam: Elsevier, 1987. p. 21-26.

NAIR, V. D.; HARRIS, W. G.; CHAKRABORTY, D. **An indicator for risk of phosphorus loss from sandy soils**. Gainesville: University of Florida Institute of Food and Agricultural Sciences, 2010, 3 p.

NAZARO, S. M. **Desenvolvimento de um biodigestor residencial para processamento de resíduos sólidos orgânicos**. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

NORÉN, O. Odours from animal production. In: STRAUCH, D. (Ed.). **Animal production and environmental health**. 6.ed. Amsterdam: Elsevier, 1987. p.1-20. (World animal science, B6).

NYORD, T.; HANSEN, M. N.; BIRKMOSE, T. S. Ammonia volatilisation and crop yield following land application of solid-liquid separated, anaerobically digested, and soil injected animal slurry to winter wheat. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 160, p. 75-81, 2012.

OLIVEIRA, L. R. P. Biodigestor. In: **VII Simpósio Goiano de Avicultura e II Simpósio Goiano de Suinocultura**. 2005, p. 4-8.

OLIVEIRA, P. A V. D.; HIGARASHI, M. M. Geração e utilização de biogás em unidades de produção de suínos. Embrapa Suínos e Aves, **Documentos (INFOTECA-E)**, 2006.

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

OLIVEIRA, V.; NETO, J. A. S.; VALENÇA, R. L. Chemical and physiological characteristics of rumen fermentation in grazing cattle-Review. **Revista Científica Eletrônica de Medicina Veterinária**, v. 20, n. 1, p. 1-21, 2013.

ONU-BRASIL. Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 12: **Consumo e produção responsáveis**. Disponíveis em: < <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs/12>> Acesso em 11. ago de 2021.

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

set./dez.2007.

OVIEDO-RONDÓN, E.O. Tecnologias para mitigar o impacto ambiental da produção de frangos de corte. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v.37, n.spe, 2008.

PAGANINI F. J. **Produção de frangos de corte: Manejo de cama**. Ed. Mendes AA, Nääs IA, Macari M. Campinas: FACTA. 2004. 356p.

PALHARES, J. C.; PASCALE, K. A. Manejo ambiental na Avicultura. **Embrapa Suínos e Aves-Documentos (INFOTECA-E)**, 2011.

PALHARES, J. C. P. Biodigestores, a solução?. **Embrapa Suínos e Aves-Artigo em periódico indexado (ALICE)**, 2007.

PARDI, M. C.; SANTOS, I. F.; DE SOUZA, E. R.; PARDI, H. S. **Ciência, higiene e tecnologia da carne**. Goiânia, ed: 2 UFG; v.1 p. 624, 2006.

PAULA, K. G. S. A.; PESSOA, M. S.; ABRÃO, O. Emissão de metano na pecuária: relação causa-efeito e mecanismos modulatórios. **Pubvet**, v. 13, p. 148, 2018.

PAULA, V. R. Uso de biofertilizante como agente promotor da bioeconomia na agropecuária. In: CONGRESSO BRASILEIRO SOBRE GESTÃO DO CICLO DE VIDA, 1., 2020, Gramado: Ufrgs. **Anais [...]**. Gramado: Ufrgs: Gcv, 2020. p. 275-279.

PEDREIRA, S. M.; PRIMAVESI, O. Impacto da produção animal sobre o ambiente. BERCHIELLI, T. T.; PIRES, A.V.; OLIVEIRA, S. G. (Eds) Nutrição de ruminantes. 1 ed. Jaboticabal: **Funep**, 2006. P. 497-511.

PINEDO, L. A.; JACOMINI, A.; VENDRAMIN, D.; NOLASCO, F.; JÚNIOR, L.; SANTOS, M. A.; SELEM, A. S. M. A. Inventário de emissões de gás metano provenientes da fermentação entérica e óxido nítrico do manejo de dejetos animais-período 1990 a 2005. **Pubvet**, v. 3, n. 11, p. 1-7, 2009.

PORTES, Z. A.; SILVA, H. O. F. **Aplicativo computacional para projetos de biodigestores rurais. 2005. 83 f.** 2005. Tese de Doutorado. Dissertação (Mestrado em Agronomia)-Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho, Botucatu.

QUADRO, M. S.; CASTILHOS, D. D.; CASTILHOS, R. M. V.; VIVIAN, G. Biomassa e atividade microbiana em solo acrescido de dejetos suíno. **Current Agricultural Science and Technology**, v. 17, n. 1, 2011.

QUADROS, D. G. D.; OLIVER, A. D. P.; REGIS, U.; VALLADARES, R.; DE SOUZA, P. H.; FERREIRA, E. D. J. Biodigestão anaeróbia de dejetos de caprinos e ovinos em reator contínuo de PVC flexível. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 14, 326-332, 2010.

RAST, W.; THORNTON, J. A. Trends in eutrophication research and control. **Hydrol. Process**, v. 10, p. 295-313, 1996.

RÊGO, J. O.; BRANDÃO, M. C. P.; NETO, A. B. T.; CAVALCANTI, L. A. P. Análise da viabilidade de geração de energia e produção de biofertilizantes a partir de dejetos de animais em uma fazenda no Sul da Bahia. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 7, p. 75312-75329, 2021.

REICHERT, G.A.; Aplicação da Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos: Uma Revisão. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais... ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Campo Grande – MS. 2005.

RIRA, M.; MORGAVI, D.P.; POPOVA, M.; MARIE-MAGDELEINE, C.; SILOU-ETIENNE, T.; ARCHIMÈDE, H.; DOREAU, M. Ruminal methanogens and bacteria

populations in sheep are modified by a tropical environment. **Animal Feed Science and Technology**, 220: 226-236, 2016.

ROHR, S. A. **Biodigestores, créditos de carbono e mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL)**. In ABCS - Associação Brasileira de Criadores de Suínos -. Produção de suínos: teoria e prática. Coordenação editorial: Associação Brasileira de Criadores de Suínos; Coordenação Técnica da Integrall Soluções em Produção Animal. Brasília (DF): ABCS, 2014. 908p.: il. : color. Compilação - Texto de vários autores. Versão online.

RONBISON, J. S.; SHARPLEY, A. N. Release of nitrogen and phosphorus from poultry litter. **Journal of Environmental Quality**., 24:62-67, 1995.

SALOMON, K.R. **Avaliação Técnico-Econômica e Ambiental da Utilização do Biogás Proveniente da Biodigestão da Vinhaça em Tecnologias para Geração de Eletricidade**. 2007. 247f. Tese (Doutorado em Engenharia), Universidade Federal de Itajubá. Itajubá-MG.

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

n.3, p. 658-, 2007.

SANTOS-MAGAÇO, F.; DUARTE, E. R. Interação microbiana e metanogênese em ruminantes—uma revisão. **Medicina Veterinária (UFRPE)**, v. 13, n. 1, p. 88-95, 2019.

SANTOS, A. C.; SAMPAIO, H. N. Efeito do biofertilizante líquido obtido da fermentação anaeróbica do esterco bovino, no controle de insetos prejudiciais à lavoura citros. **Seminário bienal de pesquisa**, v. 6, p. 34, 1993.

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

SCHNEIDER, V. E.; CARRA S.H.Z. Pegada hídrica dos suínos abatidos na região do Corede Serra, RS, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 11, n. 1, p. 211-224, 2016.

SCHROEDER, E. D. **Water and wastewater treatment**. New York: McGraw-Hill Book, 1977. 370 p.

SEDIYAMA, M. A. N.; GARCIA, N. C. P.; VIDIGAL, S. M.; MATOS, A. D. Nutrientes em compostos orgânicos de resíduos vegetais e dejetos de suínos. **Scientia Agrícola**, v. 57, p. 185-189, 2000.

SEGANFREDO, OU SEGANDREDO M. A. A aplicação do princípio do balanço de nutrientes, no planejamento do uso de dejetos de animais para adubação orgânica. Concórdia: EMBRAPA-CNPSA, 2001. 5 p. (EMBRAPA-CNPSA. Comunicado Técnico, 291).

SGORLON, J.G.; RIZK, M.C.; BERGAMASCO, R.; TAVARES, C.R.G.; Avaliação da DQO e da Relação C/N Obtidas no Tratamento Anaeróbio de Resíduos Fruti-hortícolas. **Acta Scientiarum Technology**, v.33, n.4, p.421-424. 2011.

SILVA OLIVEIRA, E.; SANTOS BIAZOTO, C. D. Avaliação dos impactos ambientais causados pelos aviários no município de Assis Chateaubriand, no oeste do estado do Paraná, Brasil. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 8, n. 2, p. 45, 2013.

SILVA, F.M.; LUCAS JÚNIOR, J.; BENINCASA, M.; OLIVEIRA, E. Desempenho de um aquecedor de água a biogás. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.25, n.3, p.608-614, 2005.

SILVA, H. W. Produção de biogás utilizando dejetos de vacas leiteiras—Uma alternativa viável para redução de impactos ambientais. **Revista Técnico-Científica**, n. 13, 2018.

SILVA, W. T. L.; NOVAES, A. P. D.; KUROKI, V.; MARTELLI, L. F. D. A.; MAGNONI JÚNIOR, L. Physico-chemical evaluation of an effluent treated in anaerobic biodigester regarding its efficiency and application as fertilizer. **Química Nova**, v. 35, n. 1, p. 35-40, 2012.

SILVA, P. R. **Lagoas de estabilização para tratamento de resíduos de suínos**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1973, 36p.

SIMIONI JR., J.R.; HOMMA, S.K.; GOMES, J.D.F.; PREDOSA, V.B.; XAVIER, J.K.; CHAGAS, P.R.R. Efeito da aplicação de diferentes aditivos na cama avícola sobre os níveis de amônia volatilizada. In: I SIGERA 2009, **Anais...** Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos de Animais, p.196-200, 2009.

SIMONETTI, A.; MARQUES, W. M.; COSTA, L. V. C. Produtividade de Capim-mombaça (*Panicum maximum*), com diferentes doses de biofertilizante. **Revista Brasileira de Engenharia de Biosistemas**, v. 10, n. 1, p. 107-115, 2016.

SIMS, J. T.; SIMARD, R.R.; JOERN, B. Phosphorus loss in agricultural drainage: Historical perspective and current research. **Journal of Environmental Quality**. v. 27, n. 2, pg. 277-293, 1998.

SOUZA, C. F. **Biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos: obtenção de dados e aplicação no desenvolvimento de um modelo dinâmico de simulação da produção de biogás**. 2001. 40 f. Tese (Doutorado em Zootecnia/Produção Animal) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2001.

TABATABAEI, M.; AGHBASHLO, M.; VALIJANIAN, E.; KAZEMI SHARIAT PANAH, H.; NIZAMI, A.-S.; GHANAVATI, H., et al., 2020. A comprehensive review on recent biological innovations to improve biogas production, part 1: upstream strategies. **Renew. Energy Renewable** 146, 1204–1220.

TESSARO, A. B.; TESSARO, A. A.; CANTÃO, M. P.; MENDES, M. A. Potencial energético da cama de aviário produzida na região sudoeste do paraná e utilizada como substrato para a produção de biogás. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 8, n. 2, p. 357-377, 2015.

TOLEDO, H. O. P.; PROENÇA, M. B. Justiça social, tecnologia e sustentabilidade. **Caderno Progressus**, v. 2, n. 3, p. 67-74, 2022.

TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F. L. (Rev.). **Wastewater engineering**: treatment, disposal and reuse. 3. ed. New York: Metcalf & Eddy, 1991. 1334 p.

TOOR, G. S.; CONDRON, L. M.; D. I, H. J.; CAMERON, K. C. Seasonal fluctuations in phosphorus loss by leaching from a grassland soil. **Soil Science Society of American Journal**, v. 68, p. 1429-1436, 2004.

VILLARROEL-SCHNEIDER, J.; MAINALI, B.; MARTÍ-HERRERO, J.; MALMQUIST, A.; MARTIN, A., ALEJO, L., 2020. Biogas based polygeneration plant options utilizing dairy farms waste: A Bolivian case. **Sustainable Energy Technologies and Assessments**, v. 37, p. 100571, 2020.

WARD A.J.; HOBBS P.J.; HOLLIMAN P.J.; JONES D. L. Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. **Bioresource technology**, v. 99, n. 17, p. 7928-7940, 2008.

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