

Digestão anaeróbia de efluente de codornas: efeitos da diluição e relação inóculo/substrato na produção de biogás

Anaerobic Digestion of Quail Effluent: Effects of Dilution and Inoculum/Substrate Ratio on Biogas Production

Jhenifer Aline Bastos¹, Paula Verônica Remor², João Henrique Lima Alino³, Felipe Martins Damaceno⁴, Thiago Edwiges⁵

RESUMO: A digestão anaeróbia é uma estratégia promissora para o tratamento de resíduos de codornas, uma vez que pode ser transformado em biogás. Porém, o alto rendimento do biogás está relacionado às características físico-químicas do biorresíduo como substrato e do reator utilizado. Este estudo avaliou a produção de biogás e metano a partir de biorresíduos de codornas aplicando estratégias de diluição de água e variando a relação inóculo/substrato de 1/1, 1/2 e 1/3 dentro dos reatores bateladas. Foram realizados testes de potencial de biogás e metano com dejetos brutos (DB), efluente de lavagem de gaiolas (EB) e efluente diluído em água (ED) na proporção de 1:1 (v/v). O maior rendimento de biogás foi obtido na amostra ED, sendo a RIS de 3/1 a melhor condição (677 L_N de biogás kg SV⁻¹). O teor de metano no biogás variou de 59,6% a 66,8%, sendo o maior valor obtido na amostra ED com RIS de 2/1. Porém, ao avaliar a produção acumulada de biogás a partir de matéria fresca (MF) em vez de sólidos voláteis (SV), observou-se que o maior rendimento foi obtido na amostra DB (80 L_N biogás kg MN⁻¹). Assim, diluir o dejetos de codorna com água pode aumentar a produção de biogás quando os resultados são expressos em base SV, mas quando os resultados são expressos em uma base MN, o cenário muda, e o dejetos brutos (DB) resulta nos valores mais elevados. Além disso, a variação da RIS melhorou a compreensão de possíveis inibições ao longo do processo.

Palavras-chave: Metano; Bioenergia; Resíduos; Aves; Coturnicultura.

ABSTRACT: Anaerobic digestion is a promising strategy to treat quail waste since it can be transformed into biogas. However, the high yield of biogas is related to the physicochemical characteristics of the biowaste as a substrate and the reactor applied. This study evaluated biogas and methane production from quail biowaste by applying water dilution strategies and varying the inoculum/substrate ratio (ISR) from 1/1, 1/2, and 1/3 inside the batch reactors. Biogas and methane potential tests were performed with raw manure (DB), cage-washing effluent (EB), and effluent diluted in water (ED) in a 1:1 (v/v) proportion. The highest biogas yield was obtained from sample ED, with ISR of 3/1 being the best condition, resulting in 677 L_N biogas kg SV⁻¹. The methane content in the biogas ranged from 59.6% to 66.8%, with the highest value obtained from sample ED with an ISR of 2/1. However, when evaluating the accumulated production of biogas based on fresh matter (FM) instead of volatile solids (VS), it was observed that the highest yield was obtained from sample DB (80 L_N biogas kg FM⁻¹). Thus, diluting quail manure with water can increase its biogas production when the results are expressed on a VS basis, but when the results are expressed on a FM basis, the scenario changes, and the raw quail manure (DB) results in the highest values. In addition, the ISR variation improved the comprehension of possible inhibitions along the process.

Keywords: Methane; Bioenergy; Waste; Poultry; Quail Farming.

Autor correspondente: Jhenifer Aline Bastos

E-mail: jbastos.ea@gmail.com

Recebido em: 27/03/2023

Aceito em: 12/03/2024

¹ Mestra em Tecnologias Ambientais pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (2020), Departamento de Ciências Biológicas e Ambientais, Medianeira, Paraná, Brasil.

² Mestre em Tecnologias Ambientais (Em Portugal pelo Programa de Dupla Diplomação entre a Universidade Tecnológica Federal do Paraná e Instituto de Pesquisa de Bragança), bolsista de doutorado no Programa de Pós-Graduação em Engenharia do Ambiente, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto (FEUP), Porto, Portugal.

³ Mestre em Tecnologias Ambientais pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Departamento de Ciências Biológicas e Ambientais, Medianeira, Paraná, Brasil.

⁴ Doutorado em Engenharia Agrícola pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Departamento de Engenharia Agrícola, Cascavel, Paraná, Brasil.

⁵ Doutorado em Engenharia Agrícola pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Departamento de Engenharia Agrícola, Cascavel, Paraná, Brasil.

1 INTRODUÇÃO

A coturnicultura é um segmento da avicultura que se dedica à criação de codornas e nos últimos anos vem ganhando espaço no setor agroindustrial (Vargas-Sanchez et al., 2018). Estima-se que 1,4 bilhão de codornas são cultivadas anualmente no mundo, sendo a China a maior produtora e responsável por 80% da produção (CIWF, 2020). Na América latina, o Brasil destaca-se por possuir um plantel com 15,3 milhões de cabeças de codornas e produziu cerca de 270 mil dúzias de ovos no ano de 2020 (IBGE, 2021).

A criação de codornas ocorre de forma intensiva em gaiolas ou grandes celeiros e permanecem por cinco semanas até a maturidade para o abate ou até quando iniciam a postura de ovos, quando são criadas como aves de postura (CIWF, 2020). A vantagem da coturnicultura, em relação à produção de frangos, está relacionada à maturidade sexual precoce, alta produção de ovos e o pequeno tamanho corporal das aves, o que demanda espaços menores para a criação (Randall; Bolla, 2008). Com isso, os dejetos são concentrados apenas em um local e o manejo adequado pode minimizar os impactos sanitários e ambientais, como a inibição de odores, possível eutrofização e liberação de patógenos em águas subterrâneas e redução da emissão de gases de efeito estufa (GEE) (Rodriguez-Verde et al., 2018).

Uma maneira de tratar os resíduos da coturnicultura, é utilizá-los como substrato na digestão anaeróbia (DA) (Atelge et al., 2020). Esse processo, permite que a maior parte da carga orgânica presente no substrato seja degradada por uma diversidade de microrganismos gerando o biogás, composto principalmente por metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), e um material estabilizado denominado como digestato (Raposo et al., 2011). Este último pode ser utilizado na agricultura para fins de fertilização do solo ou refinado para a obtenção de fertilizante concentrado e produtos fibrosos, sendo todos adequados para reciclagem de nutrientes no solo (Holm-Nielsen et al., 2009). Tais estratégias alinham o tratamento dos dejetos da coturnicultura aos conceitos recentes de economia circular, permitindo o retorno de bioinsumos ao setor de produção agrícola.

No Brasil, a produção de biogás a partir de resíduos agroindustriais, dejetos animais e resíduos sólidos urbanos contribuiu com 2,3 TWh no ano de 2021 e, se utilizado para abastecimento de energia elétrica em residências, poderia suprir a necessidade de energia elétrica de mais de 1 milhão de residências (Cibiogás, 2022). Contudo, a composição do substrato é um fator crucial para aumentar o volume de biogás e possui papel importante na distinção dos principais processos de operação na DA (Edwiges et al., 2018). A presença de compostos biodegradáveis como carboidratos, lipídeos e proteínas é um fator-chave para a produção de biogás e, quando em estado solúvel, aumentam as reações biológicas no processo (Khanal et al., 2008).

Neste sentido, os resíduos provenientes da coturnicultura possuem características promissoras para a produção de biogás devido ao alto conteúdo de matéria orgânica, presença de compostos orgânicos prontamente disponíveis e a capacidade de tamponamento no processo de DA em razão da concentração de óxidos presente nestes dejetos (Appels et al., 2011; Drozd et al., 2020). Entretanto, a composição dos dejetos de aves pode variar de acordo com o sistema de criação, sazonalidade, raça e grupo de produção. A presença de nitrogênio nos dejetos de aves de postura em alta concentração pode ser um fator limitante na DA quando estão na forma de ácido úrico, ureia, amônio e nitrogênio da proteína alimentar (Arriagada et al., 2019). Tais características podem limitar a aplicação direta em reatores estilo fase líquida pelo elevado teor de sólidos totais (Ward et al., 2008), pela toxicidade da amônia ou pela elevada concentração de metais leves (Chen et al., 2008).

Portanto, a diluição dos dejetos de codornas antes da DA pode viabilizar o tratamento em reatores convencionais, melhorando a produção de biogás e equilibrando parâmetros operacionais por reduzir o

teor de sólidos do substrato. Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito da diluição do dejeito de codornas na produção de biogás e a inibição do processo de digestão anaeróbia a partir de diferentes proporções de inóculo e substrato em reatores de batelada.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 CARACTERIZAÇÃO DO INÓCULO E SUBSTRATO

O inóculo foi preparado com uma mistura de digestato de biodigestor suíno e biodigestor bovino, na proporção de 1:1 (v/v). A mistura de digestatos foi mantida em temperatura mesofílica (37 °C) em reator de 100 L com agitação constante e adaptada para os ensaios de Potencial Bioquímico de Metano (PBM), conforme Bastos et al. (2021). Os dejetos de codornas foram coletados em uma unidade de produção de ovos de codornas (*Coturnix japônica*), localizada no estado de Santa Catarina/Brasil. A coleta do dejeito bruto (DB) foi realizada diretamente nas gaiolas de acondicionamento das aves e o efluente bruto (EB), composto pelos dejetos e água de lavagem das gaiolas, foi coletado na entrada do biodigestor existente na propriedade. Para avaliar o efeito da diluição do substrato na produção de biogás, o EB foi diluído em água destilada (ED) na proporção de 2:1 (v/v) e armazenado em sacos a vácuo à 4 °C até a incubação (Figura 1).

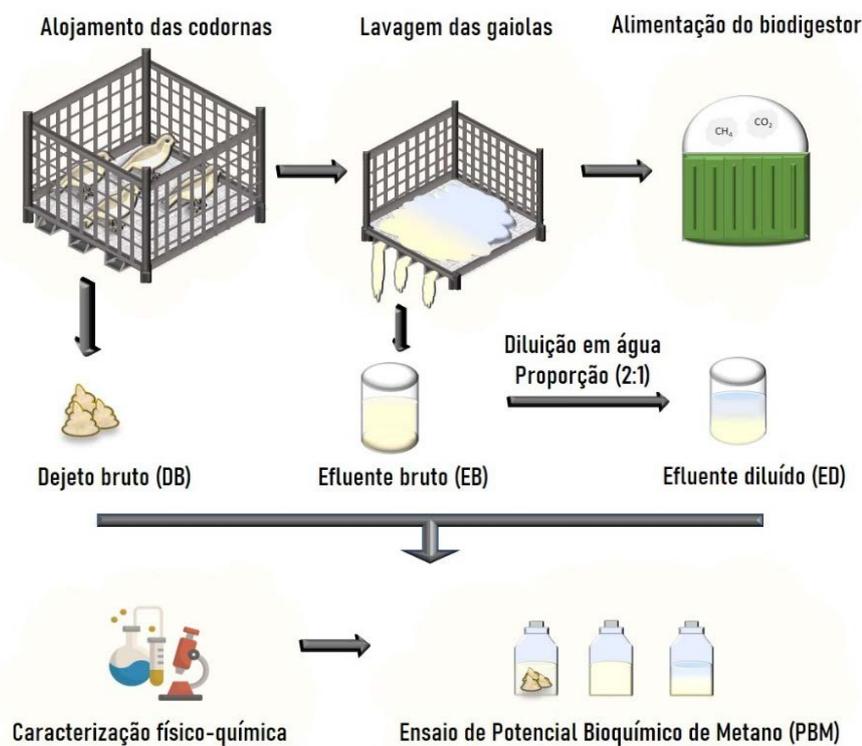


Figura 1. Fluxograma de coleta e preparo do substrato

Fonte: Autoria própria, 2024.

2.2 POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO (PBM)

Os ensaios foram realizados em batelada com frascos de vidro de 125 mL de volume, sendo 50% do volume destinado para o armazenamento do biogás (headspace) e 50% para a massa de inóculo e substrato.

No ensaio foram utilizados 54 frascos de penicilina, que foram lacrados com septo de borracha e tampa de alumínio de 20 mm de diâmetro, e circulado nitrogênio em para manter o meio ausente de oxigênio (anaeróbio). A massa de substrato foi calculada para manter as razões de inóculo/substrato (RIS) iguais a 1:1, 2:1 e 3:1, com base em sólidos voláteis (SV) matéria úmida (Equação 1). O volume de biogás foi medido a cada 1-3 dias em seringas de vidro de 100 mL com deslocamento do embolo até que a pressão interna do frasco fosse igual a pressão ambiente, medida por um manômetro digital. O monitoramento da produção de biogás foi mantido até que o volume diário de biogás fosse inferior a 1% do volume acumulado, conforme a norma alemã VDI 4630 (2006).

$$M_{sub} = \frac{V_{sub+ino} * SV_{ino}}{(SV_{sub} * RIS) + SV_{ino}} \quad (1)$$

Onde,

M_{sub} = massa de substrato adicionada no frasco (g);

$V_{sub+ino}$ = volume do frasco destinado para massa substrato e inóculo (L);

SV_{ino} = sólidos voláteis do inóculo em base úmida (g/kg);

SV_{sub} = sólidos voláteis do substrato em base úmida (g/kg); e

RIS = razão inóculo/substrato

Como controle positivo do inóculo foi utilizado celulose microcristalina (Sigma-Aldrich, 20 μ m diâmetro), conforme descrito pela metodologia de Holliger et al. (2016). Esse processo expressa a padronização da produção de biogás oriundo do inóculo, quando o mesmo atinge 80% do valor de biogás de referência para a celulose microcristalina (740 – 750 NmL / gSV) (Angelidaki et al., 2009; VDI 4630, 2006). A produção endógena de biogás de reatores contendo apenas inóculo foi descontada da produção total dos reatores contendo inóculo e substrato e para obter o potencial de produção de metano o valor de biogás foi multiplicado pelo teor de metano determinado por cromatografia gasosa do biogás (Equação 2).

$$PBM = \frac{V_1 - [V_2 * (M_1 * SV_{Inóculo})]}{(M_2 * SV_{Substrato})} * \left(\frac{\% CH_4}{100} \right) \quad (2)$$

Onde,

PBM = Potencial bioquímico de metano (LN CH_4 .Kg SV^{-1});

V_1 = volume de biogás do frasco contendo inóculo e substrato (L kg SV^{-1});

V_2 = volume de biogás do frasco contendo apenas inóculo (L kg SV^{-1});

M_1 = massa de inóculo adicionada no frasco (kg);

M_2 = massa de substrato adicionada no frasco (kg);

$SV_{inóculo}$ = sólidos voláteis em base úmida do inóculo (%);

$SV_{substrato}$ = sólidos voláteis em base úmida do substrato (%);

$\% CH_4$ = concentração de metano medido no biogás (%);

O volume de biogás e metano foi normalizado conforme a equação 3, levando em consideração a temperatura de incubação (37°C), valor médio da pressão atmosférica medido durante o ensaio e a pressão de vapor d'água.

$$V_0 = V * \frac{(P_L - P_{V\acute{a}gua}) T_0}{P_0 * T} \quad (3)$$

Onde,

V_0 = volume de biogás padronizado (L_N);

V = volume de biogás medido (L);

P_L = valor médio da pressão atmosférica medido durante o ensaio (mbar);

$PV_{\text{água}}$ = pressão de vapor da água (mbar);

T_0 = valor de temperatura para padronização (273,15 K);

P_0 = valor da pressão para padronização (1.013 mbar) e;

T = temperatura de incubação (K);

2.3 MÉTODOS ANALÍTICOS

A análise de sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), pH e demanda química de oxigênio (DQO) foram determinadas por APHA (2005). O teor de proteína bruta foi estimado pela multiplicação do Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) (APHA, 2005) pelo fator de conversão de 6,25 (Galvani; Gaertner, 2006).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 CARACTERIZAÇÃO DO INÓCULO E SUBSTRATO

O teor de ST do inóculo foi de 2,8%, com relação SV/ST de 63,6 e pH de 8,4 (Tabela 1). Estes valores indicam que o inóculo utilizado no estudo era adequado para realizar ensaios de PBM, com valores de ST < 10% e SV/ST > 50%, conforme recomendado pela VDI 4630 (2006). O teor de ST do DB foi de 20,8%, com relação SV/ST de 69,9%, indicando elevado percentual de fração orgânica disponível para bioconversão em biogás (Holliger et al., 2016). Contudo, o DB possui limitação para a alimentação e operação em reatores tubulares, sendo modelo canadense e comumente utilizado em propriedades rurais, visto que operam com teores de ST até 10% (Kunz et al., 2019).

Tabela 1. Caracterização físico-química do inóculo e substrato

Substrato	ST (%)	SV (%bu)	SV/ST (%)	pH	NTK (%ST)	COT (%)	C/N	PB (%ST)
Inóculo	2,8±0,1	1,8±0,1	63,6±0,3	8,4	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
DB	20,8±0,2	13,9±0,5	69,6±0,8	9,0	10,3±0,5	38,7	3,8	65,8±2,0
EB	10,7±0,3	7,0±0,5	71,1±1,5	8,2	11,5±0,5	39,5	3,4	73,4±2,5
ED	3,6±0,1	3,0±0,2	77,3±1,0	8,4	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.

INO: inóculo; DB: Dejeito bruto; EB: efluente bruto; ED: efluente diluído; ST: sólidos totais; SV: sólidos voláteis; SF: sólidos fixos; Bu: base úmida; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; PB: proteína bruta; N.D: não determinado.

A água adicionada para a limpeza das gaiolas e que junto com as dejeções das aves formam o EB e foi capaz de reduzir o teor de ST para 10,7% (valor 51% inferior ao DB), melhorando as condições de fluidez para a alimentação e operação dos reatores tubulares, mais ainda acima do limite recomendado para esta configuração de reator (Tabela 1). A adição de água, além de facilitar a alimentação dos reatores, não alterou a relação SV/ST do substrato, que passou de 69,6% para 71,1%, conforme já esperado. Já a adição complementar de água realizada em laboratório, na proporção de duas partes de água para uma parte de dejeito, reduziu o teor de ST para 3,6%, dentro do recomendado para os reatores tubulares (Kunz et al., 2019). O aumento na relação SV/ST de 71,1% para 77,3% é resultado intrínseco da diluição e da amostragem,

a partir da maior solubilização da fração sólida, pois não é esperado que a adição de água possa aumentar a relação SV/ST dos substratos.

Os valores de pH variaram entre 8,2-9,0 indicando faixa acima do valor recomendado para a digestão anaeróbia entre 6,8-7,2 (Chernicharo, 2007) (Tabela 1). Esse valor de pH mais alcalino é resultante da presença de cálcio (Ca^+) no dejetos de aves poedeiras devido ao carbonato de cálcio adicionado a ração para aumentar a resistência das cascas dos ovos (Komiya et al., 2013). Reatores anaeróbios alimentados com substratos de elevado pH tendem a ineficiência na produção de biogás devido à liberação de amônia (NH_3) durante a digestão anaeróbia, sendo que valores de amônia livre superiores a 150 mg/L são reportados como inibidores do processo (Adghim et al., 2022).

A elevada proporção de nitrogênio resultou em relação C/N de 3,8/1 e 3,4/1 para o DB e EB, sendo abaixo do recomendado para o bom desempenho do processo (entre 20-30/1) (Kunz et al., 2019). Neste caso, recomenda-se o uso da codigestão com resíduos ricos em carbono e baixo teor de umidade ($\text{ST} \leq 10\%$), como a vinhaça, resíduos de frutas e vegetais, para equilibrar a relação C/N e garantir que microrganismos se desenvolvam no meio (Sillero et al., 2022). Quanto ao teor de proteínas observou-se valores acima de 60% para o DB e EB, podendo ser relacionado com a presença de compostos nitrogenados na alimentação das aves. Segundo Bres et al. (2018), aves poedeiras excretam cerca de 80% do nitrogênio consumido na alimentação e interfere na digestão anaeróbia quando estão em alta concentração na forma de amônia (NH_3).

3.2 INFLUÊNCIA DA RELAÇÃO INÓCULO/SUBSTRATO NA PRODUÇÃO DE BIOGÁS E METANO

A massa de substrato adicionada em cada frasco foi calculada com base no teor de SV das amostras e do inóculo, mantendo a RIS de 3:1; 2:1 e 1:1 (m/m), conforme a equação 1. Logo, nota-se que as massas dos frascos calculados para uma RIS de 3:1 possuía mais inóculo e menos substrato, quando comparado aos frascos com RIS de 1:1 (Tabela 2). Essa estratégia foi adotada para avaliar a inibição do substrato sobre os microrganismos envolvidos na digestão anaeróbia, por meio da produção de biogás e metano.

Tabela 2. Massa de inóculo e substrato adicionada nos frascos dos ensaios de PBM

Substratos	Média das massas de inóculo e substrato (g)		
	RIS 1:1	RIS 2:1	RIS 3:1
DB	M.I.: 44,1903 M.S.: 5,8727	M.I.: 46,8862 M.S.: 3,1104	M.I.: 48,4564 M.S.: 1,5954
EB	M.I.: 39,4540 M.S.: 10,6930	M.I.: 44,0760 M.S.: 5,9518	M.I.: 47,0691 M.S.: 2,9643
ED	M.I.: 31,5908 M.S.: 18,4212	M.I.: 38,7095 M.S.: 11,3327	M.I.: 42,8129 M.S.: 7,2914

DB: dejetos brutos; EB: efluente bruto; ED: efluente diluído; M.I.: massa de inóculo; M.S.: massa de substrato; RIS: relação inóculo:substrato.

Ao avaliar a produção diária de biogás observou-se que os maiores picos de produção ocorreram para o ensaio com a relação inóculo/substrato de 3:1, sendo o maior volume de biogás para o primeiro dia, com 177 LN biogás. kg SV^{-1} para o ED, seguido de 151 LN biogás. kg SV^{-1} para o EB e, apenas no terceiro dia para o DB, sendo 136 LN biogás. kg SV^{-1} (Figura 2a). Ao comparar o comportamento das curvas ao longo do ensaio observou-se que todos os substratos se comportaram de forma semelhante, com exceção do DB, com valores iguais para o terceiro e quarto dia (93 LN biogás. kg SV^{-1} para o ED e 84 LN biogás. kg SV^{-1} para o EB).

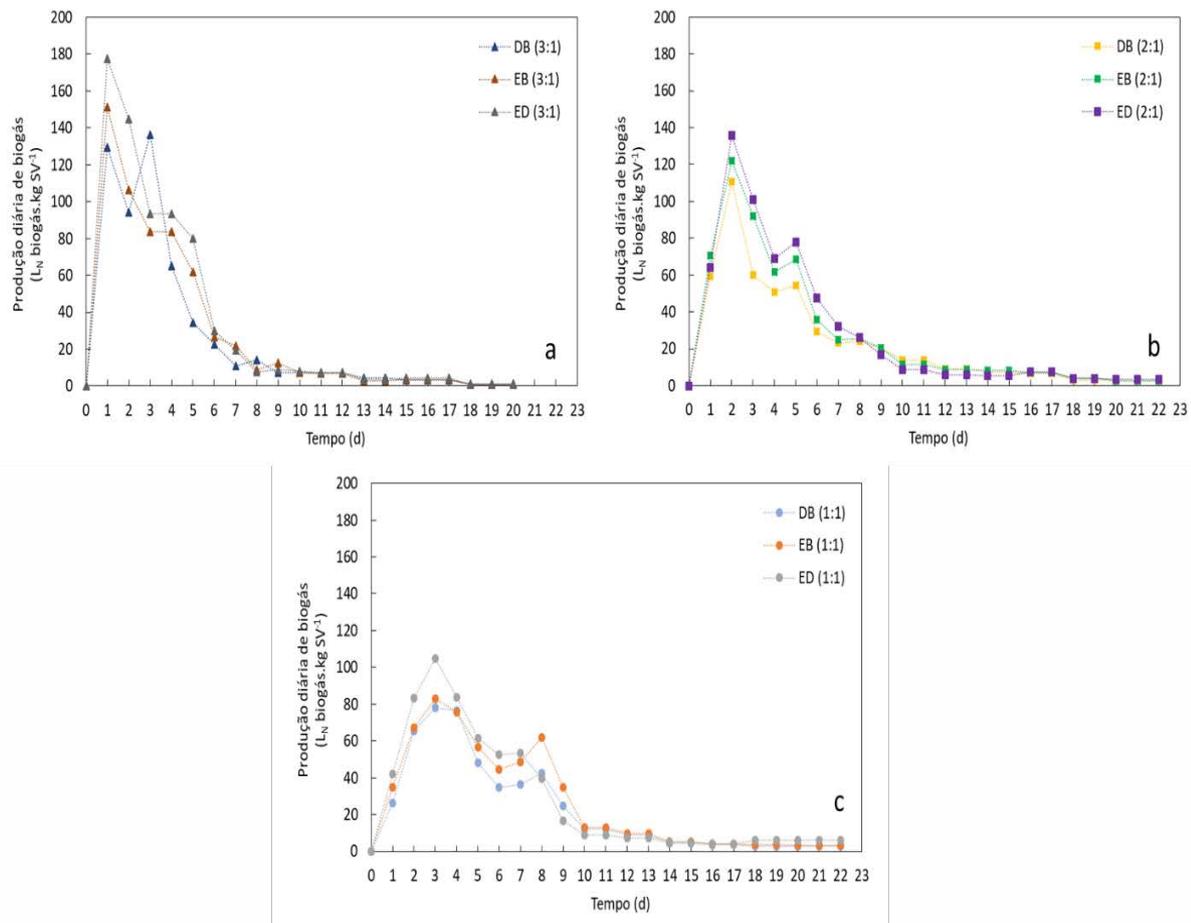


Figura 2. Produção diária de biogás do ensaio com relação inóculo/substrato de 1:1 (a), relação de 2:1 (b) e relação de 3:1 (c) dos substratos dejetto bruto (DB), efluente bruto (EB) e efluente diluído (ED)

Fonte: Autoria própria, 2024.

A curva de produção diária de biogás do DB também apresentou esse comportamento, mas com volume de biogás 92% menor que os demais ($7 L_N$ biogás.kg.SV⁻¹) e apenas no 9º dia de ensaio (Figura 2). A alta produção de biogás nos primeiros quatro dias de ensaio seguido da queda da produção após esse período é um comportamento comum nos ensaios de potencial de produção de biogás com resíduos de aves poedeiras, visto que o dejetto dessas aves é rico em carbono e nitrogênio (Johannesson et al., 2020). Logo, a alta taxa de conversão da matéria orgânica em biogás ocorre nos primeiro seis ou sete dias de digestão e pode diminuir o tempo de retenção hidráulica do processo quando os substratos são diluídos em água, como no caso do EB e ED.

Da mesma forma foi observado para os ensaios de produção diária de biogás com a relação inóculo/substrato de 2:1 e 1:1, sendo o EB e ED responsáveis pelos maiores picos de produção de biogás no segundo e terceiro dia (Figura 2). No ensaio com relação inóculo/substrato de 2:1 observou-se que o pico de produção de biogás do ED foi de $136 L_N$ biogás.kg.SV⁻¹ enquanto que o EB e o DB foi de 122 e $111 L_N$ biogás.kg.SV⁻¹, respectivamente. Mais uma vez, observa-se que a adição da água no EB para transformá-lo em ED promove a diluição de componentes biodegradáveis e facilita a rápida conversão de moléculas orgânicas em biogás.

Contudo, nota-se que ao diminuir a relação inóculo/substrato de 2:1 para 1:1 do ED, o pico de produção de biogás atrasa em um dia (terceiro dia) e a produção de biogás do ED reduz em 77% quando comparado ao pico de produção de biogás do ensaio 3:1 (segundo dia) (Figura 2). Esse comportamento pode ser explicado pelo efeito inibitório causada pela alta carga de matéria orgânica disponível no meio e que comprometeu a atividade microbológica na conversão da matéria orgânica em biogás durante a digestão

anaeróbia (Chen et al., 2008). Já o pico de produção de biogás do DB e EB foram próximos no ensaio com relação inóculo/substrato 3:1, sendo 83 L_N biogás. Kg SV⁻¹ e 78 L_N biogás. Kg SV⁻¹, respectivamente.

A produção acumulada de biogás foi maior para o ED em todos ensaios, sendo observado maior rendimento no ensaio 3:1 (677 L_N biogás. Kg SV⁻¹) (Tabela 3). Quando comparado com o rendimento de biogás dos demais substratos observou-se que a diluição dos dejetos com água aumentou em 10% a produção acumulada de biogás do ED e 20% do DB. Esse efeito positivo também foi observado por Benjamin et al., (2001) ao adicionar efluente suíno como agente diluente de dejetos de aves de postura (proporção de 4:1), sendo obtido um rendimento de 75% na produção de biogás quando comparado com o dejetos bruto. Já a produção de biogás do EB foi maior para o ensaio com relação de 2:1 (608 L_N biogás. Kg SV⁻¹) e menor para o ensaio com relação de 3:1 (578 L_N biogás. Kg SV⁻¹).

Tabela 3. Produção acumulada de metano e biogás com a variação da relação inóculo/substrato (RIS)

Substrato	Produção de biogás (L _N biogás.kg SV ⁻¹)			Teor de metano (%)			Produção de metano (L _N CH ₄ .kg SV ⁻¹)		
	RIS			RIS			RIS		
	1:1	2:1	3:1	1:1	2:1	3:1	1:1	2:1	3:1
DB	538±2	540±12	537±3	59,6±3	62,5±	61,7±	302±32	338±8	331±2
EB	589±9	608±5	578±2	62,7±8	66,1±	60,8±	369±6	404±1	351±1
ED	609±8	656±7	677±1	64,5±16	66,8±	61,2±	398±9	438±4	414±1

DB: Dejetos bruto; EB: efluente bruto; ED: efluente diluído; L_N: litros normais; CH₄: metano; Kg: quilograma; VS: sólidos voláteis; MN = matéria natural; RIS: razão inóculo e substrato.

Quanto a produção acumulada de biogás do DB observou-se valores próximos entre os ensaios, com uma faixa de rendimento de biogás entre 537 – 540 L_N biogás. Kg SV⁻¹ (Tabela 3). Apesar da concentração de matéria orgânica oriunda do DB ser menor no ensaio de 3:1 e maior para o ensaio de 1:1, a presença de compostos inibitórios como a amônia interferem significativamente no processo de digestão anaeróbia. Segundo Adghim et al. (2022) os dejetos de aves são ricos em nitrogênio e, geralmente, são caracterizados por altos níveis de amônia. A amônia é tóxica para os microrganismos formadores de metano e, mesmo que uma parcela possa estar aclimatada com o íon, o efeito de inibição na produção de metano é identificado em concentrações maiores de 50 mg/L (Gerardi, 2003).

O teor de metano medido durante os ensaios variou entre 59,6 - 66,8%, sendo o menor valor obtido para o substrato DB no ensaio de 1:1 (59,6%) (Tabela 3). Contudo, teor de metano acima de 60% é um fator que indica a presença de microrganismos metanogênicos na digestão anaeróbia (Gerardi, 2003). Com relação a produção acumulada de metano, observou-se que o maior rendimento foi obtido no ensaio com relação de 2:1, sendo o ED responsável por produzir 438 L_N CH₄.kg SV⁻¹, seguido do EB com 351 L_N CH₄.kg SV⁻¹ e do DB com 331 L_N CH₄.kg SV⁻¹. Esse comportamento regressivo no rendimento de metano também foi observado para os demais ensaios (relação 1:1 e 3:1) e observou-se que a diluição do DB para formar o EB reduz em até 18% o rendimento de metano e, quando acrescentado água ao EB para formar o ED, pode reduzir em até 15%.

Logo, a adição da água nos substratos contribuiu para o aumento da produção de metano com a diluição de componentes ricos em carbono e hidrogênio, como carboidratos e proteínas, tornando-os mais acessíveis aos microrganismos metanogênicos. Segundo Khanal et al. (2008), os carboidratos e proteínas possuem rendimentos de metano relativamente altos, já que os grupos de microrganismos (acidogênicos e metanogênicos) estão diretamente envolvidos no metabolismo dessas moléculas orgânicas em metano.

Contudo, ao avaliar a produção acumulada de biogás baseada em matéria natural foi observado que o maior rendimento foi obtido para os ensaios contendo o substrato DB (69 – 80 L_N biogás. Kg MN⁻¹) e o menor para os ensaios com o substrato ED (19 – 20 L_N biogás. Kg MN⁻¹) (Figura 3). Esse comportamento já era esperado devido ao cálculo do balanço de massa realizado para a montagem dos ensaios que leva em consideração o teor de sólidos voláteis em base úmida. Logo, a água presente no substrato não é convertida em biogás e metano e serve apenas como diluente dos sólidos para promover a digestão anaeróbia na fase líquida e melhorar a operação de reatores anaeróbios.

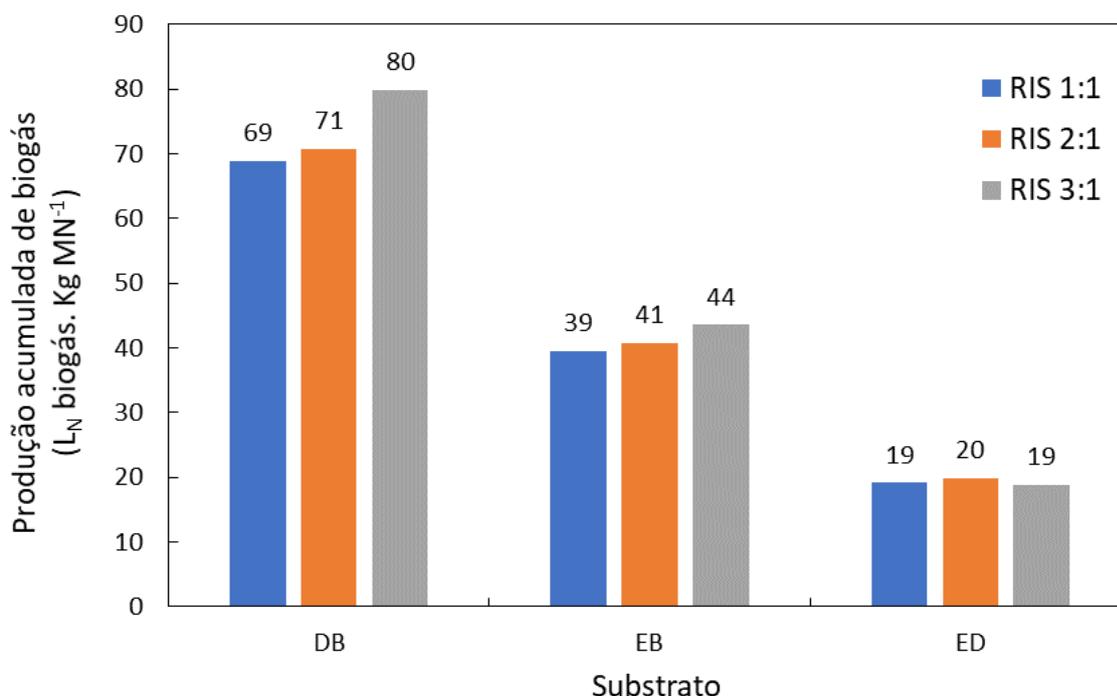


Figura 3. Produção de biogás baseada em matéria natural dos substratos dejetos brutos (DB), efluente bruto (EB) e efluente diluído (ED) com variação da relação inóculo e substrato (RIS)

Fonte: Autoria própria, 2024.

Apesar da baixa produção de biogás do ED e EB, a adição de água nesses substratos permite o tratamento por meio de biodigestores estilo lagoa coberta. O teor de sólidos totais de substratos utilizados nesses biodigestores deve estar na faixa de 1-10% para que a operação de equipamentos e bombas não seja afetada (Kunz et al., 2019). No caso do EB, ainda seria necessário a diluição desse substrato com água ou outro resíduo líquido (ST < 3,0%), visto que o teor de sólidos totais é de 10,2%. Logo, entende-se que a melhor estratégia para o tratamento de dejetos de codornas por meio da digestão anaeróbia só é possível com a diluição desse substrato em água ou a codigestão com outro resíduo líquido.

4 CONCLUSÃO

Os dejetos de codornas são considerados substratos com potencial de produção de biogás, mas precisam ser manipulados para garantir parâmetros físico-químicos compatíveis com a digestão anaeróbia em fase líquida. A adição de água ao EB para formar o ED aumentou em 10% a produção acumulada de biogás do ED e 20% no rendimento obtido pelo DB, quando submetidos ao ensaio de 3:1 (relação inóculo/

substrato). O teor de metano medido durante os ensaios variou entre 59,6 - 66,8% e a produção acumulada de metano foi maior para o ensaio com relação de 2:1, sendo o ED responsável por produzir 438 L_N CH₄. kg SV⁻¹. Entretanto, ao avaliar a produção acumulada de biogás baseada em matéria natural foi observado que o maior rendimento foi obtido para os ensaios contendo o substrato DB (69 – 80 L_N biogás. Kg MN⁻¹) e o menor para os ensaios com o substrato ED (19 – 20 L_N biogás. Kg MN⁻¹). Apesar da baixa produção de biogás do ED e EB, a adição de água nesses substratos permite o tratamento por meio de biodigestores estilo lagoa coberta, visto que o teor de sólidos totais de substratos permitido nesses biodigestores deve estar na faixa de 1-10%.

REFERÊNCIAS

- ADEGHIM, M.; SARTAJ, M.; ABDEHAGH, N. Post-hydrolysis ammonia stripping as a new approach to enhance the two-stage anaerobic digestion of poultry manure: Optimization and statistical modelling. **Journal of Environmental Management**, v. 1, p. 115717, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115717>
- ALEXANDER, S.; HARRIS, P.; MCCABE, B. K. Biogas in the suburbs: An untapped source of clean energy? **Journal of Cleaner Production**, v. 215, p. 1025 – 1035, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.118>.
- ANGELIDAKI, I.; ALVES, M.; BOLZONELLA, D.; BORZACCONI, L.; CAMPOS, J. L.; GUWY, A. J.; KALYUZHNYI, S.; JENICEK, P.; VAN LIER, J. B. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. **Water Science & Technology**, v. 59, p. 927- 934, 2009. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2009.040>.
- APHA, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21st ed., American Public Health Association, DC, 2005.
- APPELS, L.; LAUWERS, J.; DEGREVE, J.; HELSEN, L.; LIEVENS, B.; WILLEMS, L.; IMPE, J. V.; DEWIL, R. Anaerobic digestion in global bio-energy production: Potential and research challenges. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, p. 4295 – 4301, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.07.121>.
- ARRIAGADA, C. B.; SANHUEZA, P. F.; GUSMÁN-FIERRO, V. G.; MEDINA, T. I.; FERNÁNDEZ, K. F.; ROECKEL, M. D. Efficient poultry manure management: anaerobic digestion with short hydraulic retention time to achieve high methane production. **Poultry Science**, v. 98, p. 6636 – 6643, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3382/ps/pez516>.
- ATELGE, M. R.; ATABANI, A.E.; BANI, J. C.; KRISA, D.; KAYA, M.; ESKICIOGLU, C.; KUMAR, G.; LEE, C.; YILDIZ, Y.S.; UNALAN, S.; MOHANASUNDARAM, R.; DUMAN, F. A critical review of pretreatment technologies to enhance anaerobic digestion and energy recovery. **Fuel**, v. 270, p. 117 – 494, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.117494>.
- BASTOS, J. A.; REMOR, P. V.; ALINO, J. H. L.; FRARE, L. M.; LOFHAGEN, J. C. P.; EDWIGES, T. Hydrolysate recycling improves economic feasibility of alkaline pretreatment for bioenergy production. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, p. 105935, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105935>.

- BENJAMIN, M.; ADAMS, T.; JOHNSTON, P. Anaerobic codigestion of hog and poultry waste. *Bioresource Technology*, v. 76, p. 165 – 168, 2001. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(00\)00087-0](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00087-0).
- BRES, P.; BEILY, M. E.; YOUNG, B. J.; GASULLA, J.; BUTTI, M.; CRESPO, D.; CANDAL, R.; KOMILIS, D. Performance of semi-continuous anaerobic co-digestion of poultry manure with fruit and vegetable waste and analysis of digestate quality: A bench scale study. *Waste Management*, v. 82, p. 276 – 284, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.10.041>.
- Centro Internacional de Energias Renováveis – CIBIOGAS. Panorama do biogás no Brasil 2021. Relatório Técnico nº 001/2022. Foz do Iguaçu, 2022. Disponível em: <https://cibiogas.org/wp-content/uploads/2022/04/NT-PANORAMA-DO-BIOGAS-NO-BRASIL-2021.pdf>. Acesso em: 29 jan. 2023.
- CHEN, Y.; CHENG, J. J.; CREAMER, K. S. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology*, v. 99, p. 4044 – 4064, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.057>.
- CHERNICHARO, C. A. L. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores anaeróbios. Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, v. 5, 2007.
- Compassion in World Farming – CIWF. Farm animals about quail. 2020. Disponível em: <https://www.ciwf.eu/farm-animals/quail/>. Acesso em: 29 jan. 2023.
- DRÓD, D.; WYSTALSKA, K.; MALI SKA, K.; GROSSER, A.; GROBELAK, A.; KACPRZAK, M. Management of poultry manure in Poland – Current state and future perspectives. *Journal of Environmental Management*, v. 264, p. 110 – 327, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110327>.
- EDWIGES, T.; FRARE, L.; MAYER, B.; LINS, L.; TRIOLO, J. L.; FLOTATS, X.; COSTA, M. S. S. M. Influence of chemical composition on biochemical methane potential of fruit and vegetable waste. *Waste Management*, v. 71, p. 618-625, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.030>.
- GERARDI, M. H. The microbiology of anaerobic digesters. John Wiley & Sons, v. 1, 188p., 2003.
- HOLLIGER, C. et al. Towards a standardization of biomethane potential tests. *Water Science & Technology*, v. 11, p. 2515 – 2522, 2016. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2016.336>.
- HOLM-NIELSEN, J. B.; AL SEADI, T.; OLESKOWICZ-POPIEL, P. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. *Bioresource Technology*, v. 100, p. 5478 – 5484, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.12.046>.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa de Produção Agropecuária. Brasil, 202. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9107-producao-da-pecuaria-municipal.html?=&t=destaques>. Acesso em: 15 jan. 2029.
- JOHANNERSSON, G. H.; CROLLA, A.; LAUZON, J. D.; GILROYED, B. H. Estimation of biogas co-production potential from liquid dairy manure, dissolved air flotation waste (DAF) and dry poultry manure using biochemical methane potential (BMP) assay. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, v. 25, p. 101605, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2020.101605>.
- KOMIYAMA, T.; KOBAYASHI, A.; YAHAGI, M. The chemical characteristics of ashes from cattle, swine and poultry manure. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, v. 15, p. 106 – 110, 2013. DOI: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10163-012-0089-2>.

KHANAL, S. **Anaerobic biotechnology for bioenergy production: principles and applications.**

Blackwell Publishing, v. 1, 308p., 2008.

KUNZ, A.; STEIMENTZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. do. **Fundamentos da digestão anaerobia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato.** Sbera: Embrapa Suínos e Aves, Concórdia – Santa Catarina, v. 1, 209 p., 2019. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1108617/fundamentos-da-digestao-anaerobia-purificacao-do-biogas-uso-e-tratamento-do-digestato>. Acesso em: 29 nov. 2023.

GALVANI, F.; GAERTNER, E. Adequação da metodologia kjeldahl para determinação de nitrogênio total e proteína bruta. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2006. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/812198/1/CT63.pdf>. Acesso em: 31 jan. 2023.

RANDALL, M.; BOLLA, G. Raising Japanese Quail. **Primefacts**, v. 2, p. 1 – 5, 2008. Disponível em: <http://www.doc-developpement-durable.org/file/Elevages/cailles/Raising-Japanese-quail.pdf>. Acesso em: 29 jan. 2023.

RAPOSO, F.; DE LA RUBIA, M. A.; FÉRNADEZ-CEGRÍ, V.; BORJA, R. Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, p. 861 – 877, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.09.008>.

RODRIGUEZ-VERDE, I.; REGUEIRO, L.; LEMA, J. M.; CARBALLA, M. Blending bades optimization and pretreatment strategies to enhance anaerobic digestion of poultry manure. **Waste Management**, v. 7, p. 221 – 231, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.11.002>.

SILLERO, L.; SOLERA, R.; PEREZ, M. Improvement of the anaerobic digestion of sewage sludge by co-digestion with wine vinasse and poultry manure: Effect of different hydraulic retention times. **Fuel**, v. 321, p. 124104, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2022.124104>.

VARGAS-SÁNCHEZ, R. D.; TORRESCANO-URRUTIA, G. R.; IBARRA-ARIAS, F. J.; PORTIOLLO-LOERA, J. J.; RIOS-RINCON, F. G.; SÁNCHEZ-ESCALANTE, A. Effect of dietary supplementation with *pleurotus ostreatus* on growth performance and meat quality of japanese quail. **Livestock Science**, v. 207, p. 117 – 125, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2017.11.015>.

VDI - Fermentation of organic materials Characterisation of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests: 4630. Verein Deutscher Ingenieure. DUS, 2006.

WARD, A. J.; HOBBS, P. J.; HOLLIMAN, P. J.; JONES, D. L. Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 7928 – 7940, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.02.044>.