

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ - UNIOESTE
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM ENGENHARIA
AGRÍCOLA

SORGO GIGANTE BOLIVIANO ENSILADO COMO CULTURA ENERGÉTICA NA
CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS BOVINOS DE CORTE: VIABILIDADE
TÉCNICO-ECONÔMICA

EDUARDO LUIZ BULIGON

CASCADEL – PARANÁ – BRASIL
AGOSTO DE 2025

EDUARDO LUIZ BULIGON

**SORGO GIGANTE BOLIVIANO ENSILADO COMO CULTURA ENERGÉTICA NA
CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS BOVINOS DE CORTE: VIABILIDADE
TÉCNICO-ECONÔMICA**

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE) – campus Cascavel, em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Agrícola.

Orientadora: Profa. Dra. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa.

CASCADEL – PARANÁ – BRASIL

AGOSTO DE 2025

Ficha de identificação da obra elaborada através do Formulário de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da Unioeste.

Luiz Buligon, Eduardo

SORGO GIGANTE BOLIVIANO ENSILADO COMO CULTURA
ENERGÉTICA NA CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS
BOVINOS DE CORTE:

VIABILIDADE TÉCNICO?ECONÔMICA / Eduardo Luiz
Buligon; orientadora Mônica Sarolli Silva de
Mendonça Costa. -- Cascavel, 2025.

92 p.

Tese (Doutorado Campus de Cascavel) -- Universidade Estadual
do Oeste do Paraná, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas,
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, 2025.

1. Avaliação econômica. 2. biofertilizante. 3. biogás. 4. energia
limpa. I. Sarolli Silva de Mendonça Costa, Mônica , orient. II. Título.



unioeste

Universidade Estadual do Oeste do Paraná



PARANÁ

GOVERNO DO ESTADO

Reitoria

CNPJ 78.680.337/0001-84

Rua Universitária, 1619, Jardim Universitário

Tel.: (45) 3220-3000 - www.unioeste.br

CEP: 85819-110 - Cx. P.: 701

Cascavel - PARANÁ

EDUARDO LUIZ BULIGON

SORGO GIGANTE BOLIVIANO COMO CULTURA ENERGÉTICA EM CODIGESTÃO ANAERÓBIA COM DEJETO BOVINO DE CORTE CONFINADO: PRODUÇÃO DE ENERGIA

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, linha de pesquisa Saneamento Ambiental, APROVADO pela seguinte banca examinadora:

Documento assinado digitalmente



MONICA SAROLLI SILVA DE MENDONÇA COSTA

Data: 13/08/2025 09:01:00-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Orientadora - Monica Sarolli Silva de Mendonça Costa Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)

Documento assinado digitalmente



SIMONE DAMASCENO GOMES

Data: 14/08/2025 14:57:01-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Simone Damasceno Gomes
Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)

Documento assinado digitalmente



TANIA MARA BAPTISTA DOS SANTOS

Data: 13/08/2025 09:46:50-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Tânia Mara Baptista dos Santos Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (UEMS)

Documento assinado digitalmente



STELA BASSO MONTORO

Data: 13/08/2025 10:17:36-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Stela Basso Montoro
Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)

Documento assinado digitalmente



FELIPPE MARTINS DAMACENO

Data: 13/08/2025 16:14:02-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Felippe Martins Damaceno Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)

Cascavel, 08 de agosto de 2025.

BIOGRAFIA

EDUARDO LUIZ BULIGON – Nascido em 30 de abril de 1994, natural de Cascavel, Paraná. Possui graduação em Engenharia Agrícola (2018) e pós-graduação – Mestrado, em Engenharia Agrícola com área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná, campus Cascavel, Paraná. É doutorando (bolsista Capes) pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, Paraná, vinculado à área de concentração de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, atuando na linha de pesquisa de Saneamento Ambiental.

“Para obter algo que você nunca teve, é preciso fazer algo que você nunca fez”.
“A vontade de Deus nunca irá levá-lo onde a graça Dele não irá protegê-lo”.
(Chico Xavier)

“A tarefa não é tanto ver aquilo que ninguém viu, mas pensar o que ninguém ainda
pensou sobre aquilo que todo mundo vê.”
(Arthur Schopenhauer)

“A verdadeira viagem de descobrimento não consiste em procurar novas paisagens,
mas em ter novos olhos”.
(Marcel Proust)

Ao meu alicerce e maior bênção – minha família – Ivete Paulina Buligon (mãe),
Rafaella Aparecida Buligon (irmã), Jaqueline Severgnini (cônjuge)
dedico

AGRADECIMENTOS

Ao Deus trino, pelo dom da vida, por sempre iluminar meus percursos e caminhar ao meu lado.

À minha mãe, Ivete Paulina Buligon, pelo exemplo sólido de caráter, honestidade e humildade. Pelo amor, afeto, afago e orações. À minha irmã, Rafaella Aparecida Buligon, que, mesmo sem saber, de alguma forma, me motiva. À minha namorada, Jaqueline Severgnini, pelo apoio, compreensão e companheirismo. A toda a minha família, por me apoiar durante o Doutorado.

À Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste), campus Cascavel, e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola (PGEAGRI), pela estrutura, a qual foi fundamental para o desenvolvimento desta tese.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes), pela bolsa de estudos concedida durante toda a tese.

À professora e minha orientadora, Mônica Sarolli S. de M. Costa, que se tornou um exemplo e uma motivação em minha formação profissional. Serei eternamente grato pelos ensinamentos técnicos, científicos e humanos, pela dedicação que tens pela pesquisa e ensino, pelas oportunidades, pela confiança em mim depositada e por não medir esforços pela formação de qualidade de seus alunos.

Em memória ao professor Luiz Antonio de Mendonça Costa, agradeço por todos os momentos felizes e por me ensinar que na vida os maiores bens que podemos deixar são o ensinamento, as boas memórias e o exemplo de vida.

Às contribuições da banca examinadora da minha qualificação.

Às contribuições e disponibilidade da banca examinadora da minha defesa de tese.

À equipe do Laboratório de Análise de Resíduos Agroindustriais (LARA), pelos ensinamentos, auxílios ao experimento e coleta de dados, pelo convívio e o companheirismo.

Aos professores do PGEAGRI, que contribuíram para a minha formação. Aos técnicos dos laboratórios da área de concentração de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, pelos auxílios e instruções nas análises. Aos funcionários e à comunidade acadêmica da Unioeste.

BULIGON, E. L. **Sorgo gigante boliviano ensilado como cultura energética na codigestão anaeróbia de dejetos bovinos de corte: viabilidade técnico-econômica.** 2025. 92 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2025.

RESUMO

A digestão anaeróbia (DA) de resíduos pecuários permite a estabilização da matéria orgânica e a produção de biogás e biofertilizante. Este estudo avaliou a codigestão anaeróbia (CoDA) de dejetos de bovinos de corte (DP) com duas variedades de sorgo gigante boliviano, combinando ensaios em regime batelada e semicontínuo. O objetivo foi analisar a viabilidade técnico-econômica do uso de sorgo boliviano gigante ensilado, com e sem panícula, em codigestão anaeróbia com dejetos de bovinos de corte confinados. No ensaio batelada, foram testados cinco tratamentos: DP (tratamento controle) e DP combinado com as duas variedades de sorgo (com e sem panícula), tanto *in natura* quanto ensilado, adicionados como 30% dos sólidos do reator (5% de sólidos totais) sob temperatura controlada, durante 360 dias. No ensaio semicontínuo, foram analisados o DP como monodigestão (MonoDA) e os tratamentos CoDA com as silagens de sorgo com e sem panícula, mantendo a proporção de carga do ensaio batelada, porém com carga diária de 3% ST e tempo de retenção hidráulica (TRH) de 30 dias, também sob temperatura controlada. Com os resultados do ensaio semicontínuo, foi realizada a análise de viabilidade econômica. Nos resultados do sistema batelada, a MonoDA, o sorgo fresco sem panícula (DS2) e a silagem sem panícula (DSS2) apresentaram os maiores rendimentos de CH₄, enquanto a silagem com panícula (DSS1) acumulou ácidos voláteis, indicando que a proporção e o método de preparo do sorgo são críticos para evitar instabilidades. No ensaio semicontínuo, DSS1 aumentou a produção específica de biogás e CH₄ em 39,5% e 42,3%, respectivamente, sem comprometer a qualidade agrônômica do biofertilizante. A análise econômica, comparando MonoDA e DSS1, revelou que ambos os cenários são viáveis para investimento. No entanto, a MonoDA apresentou maior eficiência na aplicação do capital, enquanto a CoDA demonstrou melhor retorno financeiro (VPL mais elevado) ao longo de 10 anos, devido ao maior valor de investimento inicial. Concluindo que a CoDA em DSS1 foi favorável para a viabilidade técnico-econômica, pois, além de melhorar o processo de DA, apresentou ser um bom investimento pela análise de viabilidade econômica, mesmo tendo uma eficiência menor de investimento comparado à MonoDA.

Palavras-chave: Avaliação econômica, biofertilizante, biogás, energia limpa.

BULIGON, E. L. **Ensiled Bolivian giant sorghum as an energy crop in the anaerobic co-digestion of beef cattle manure: techno-economic feasibility**. 2025. 92 p. Thesis (Doctorate in Agricultural Engineering) – Graduate Program in Agricultural Engineering, Western Paraná State University, Cascavel, 2025.

ABSTRACT

Anaerobic digestion (AD) of livestock residues allows for the stabilization of organic matter and the production of biogas and biofertilizer. This study evaluated the anaerobic co-digestion (CoAD) of beef cattle manure (CM) with two varieties of Bolivian giant sorghum, combining batch and semi-continuous experiments. The objective was to analyze the technical and economic feasibility of using ensiled Bolivian giant sorghum, with and without panicles, in anaerobic co-digestion with manure from confined beef cattle. In the batch experiment, five treatments were tested: CM (control treatment) and CM combined with the two sorghum varieties (with and without panicles), both fresh and ensiled, added as 30% of the reactor solids (5% total solids) under controlled temperature, for 360 days. In the semi-continuous experiment, CM was tested as mono-digestion (AMonoD) and compared with CoAD treatments using sorghum silages with and without panicles, maintaining the loading proportion of the batch experiment, but with a daily load of 3% TS and a hydraulic retention time (HRT) of 30 days, also under controlled temperature. Based on the semi-continuous results, an economic feasibility analysis was carried out. In the batch system, AMonoD, fresh sorghum without panicles (DS2), and silage without panicles (DSS2) showed the highest CH₄ yields, while silage with panicles (DSS1) accumulated volatile acids, indicating that the proportion and preparation method of sorghum are critical to avoid process instabilities. In the semi-continuous experiment, DSS1 increased the specific production of biogas and CH₄ by 39.5% and 42.3%, respectively, without compromising the agronomic quality of the biofertilizer. The economic analysis, comparing AMonoD and DSS1, revealed that both scenarios are feasible for investment. However, AMonoD showed greater efficiency in capital allocation, while ACoD demonstrated higher financial returns (greater NPV) over 10 years, due to the higher initial investment required. In conclusion, ACoD with DSS1 was favorable for technical and economic feasibility, since in addition to improving the AD process, it proved to be a good investment according to the economic analysis, even though it showed lower investment efficiency compared to AMonoD.

Keywords: Economic evaluation, biofertilizer, biogas, clean energy.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Descrição dos tratamentos submetidos ao regime de alimentação em batelada.	45
Tabela 2	Caracterização inicial dos tratamentos do ensaio batelada, carga diluída em água.	45
Tabela 3	Descrição dos tratamentos submetidos ao regime de alimentação semicontínuo.	50
Tabela 4	Estimativas de volume de silagem utilizada e tamanho e preço dos biodigestores para a análise de viabilidade econômica.	53
Tabela 5	Período de trabalho, potência e preço do conjunto de motogeradores.	53
Tabela 6	Quantidade anual de sorgo, necessidade de área cultivada e custo anual de produção.	54
Tabela 7	Produção, conversão e receita pelo biogás.	55
Tabela 8	Produção, conversão e receita nutricional via biofertilizante.	55
Tabela 9	Produção volumétrica total de biogás e metano, e produções específicas dos tratamentos do ensaio batelada.	57
Tabela 10	Acúmulo de ácidos voláteis no biofertilizante dos tratamentos do ensaio batelada.	58
Tabela 11	Alcalinidade total, acidez volátil, Relação AV/AT e pH dos tratamentos do experimento batelada.	60
Tabela 12	Concentração de macronutrientes primários (Nitrogênio - NTK, Fósforo - P e Potássio - K) e secundários (Cálcio - Ca e Magnésio - Mg) no biofertilizante do processo batelada.	62
Tabela 13	Caracterização inicial dos tratamentos (média \pm desvio padrão dos valores).	66
Tabela 14	Produções específicas de biogás e metano, por kg de ST e SV e concentração de metano em cada condição avaliada.	67
Tabela 15	Alcalinidade Total, acidez volátil e sua relação nos tratamentos.	68
Tabela 16	N amoniacal, pH, amônia livre e relação C:N.	68
Tabela 17	Concentrações de Nitrogênio (NTK), Fósforo (P) e Potássio (K) nos diferentes tratamentos.	69

Tabela 18 Indicadores econômicos dos cenários avaliados no período de 10 anos, VPL, TIR, IL, <i>Payback</i>	74
---	----

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Produção de Sorgo no Brasil em 2021, demonstrada em valor de safra (mil reais).	37
Figura 2 Sorgo gigante boliviano - Agri 001E, Forrageiro com panícula (S1).	44
Figura 3 Sorgo gigante boliviano - Agri 002E, Biomassa sem panícula (S2).	44
Figura 4 Desenho esquemático em corte transversal do reator modelo batelada. ..	46
Figura 5 Desenho esquemático do corte transversal do reator modelo semicontínuo.	49
Figura 6 Produção específica acumulada de biogás e metano no experimento batelada no período de 375 dias de operação.	59
Figura 7 Dendrograma construído usando agrupamento hierárquico de ligação média e distância euclidiana.	64
Figura 8 Gráfico bi-plot baseado na análise de componentes principais das variáveis analisadas no experimento batelada. BUTIR: Ácido butírico; ACETIC: Ácido acético; PROP: Ácido propiônico; N AMO: Nitrogênio amoniacal.	65
Figura 9 Gráfico bi-plot baseado na análise de PC das variáveis analisadas no experimento.	71

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 Descrição das equações dos métodos de análises de investimento.....	42
Quadro 2 Fluxo de caixa acumulado da MonoDA (DP).....	72
Quadro 3 Fluxo de caixa acumulado da CoDA (DSS1).....	72

LISTA DE SÍGLAS E ABREVIÇÕES

ACETIC: Ácido acético;
AGVs: Ácidos graxos voláteis;
Al: Alcalinidade Intermediária;
AL: Amônia livre;
AP: Alcalinidade parcial;
AT: Alcalinidade total;
AV: Acidez volátil;
BUTIR: Ácido butírico;
C: Carbono;
CE: Condutividade elétrica;
CH₄: Metano;
Co: Cobalto;
CoDA: Codigestão anaeróbia;
CO₂: Dióxido de carbono;
CO₃²⁻: Íons carbonato;
COT: Carbono orgânico total;
CSLL: Contribuição Social sobre o Lucro Líquido;
Cu: Cobre;
DA: Digestão anaeróbia;
DCE: Culturas energéticas;
DP: Dejetos de bovinos de corte;
ECC: Energy cover crops;
FCDj: Fluxo de caixa descontado;
Fe: Ferro;
HPLC: Cromatografia Líquida de Alta Eficiência;;
Ha: Hectares;
HCO₃⁻: Bicarbonato;
H₂: Hidrogênio;
H₂S: Sulfeto de hidrogênio;
IPEA: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada;
IRPJ: Imposto sobre a renda das pessoas jurídicas;
Mn: Manganês;
MN: Matéria Natural;
Mo: Molibdênio;
N: Nitrogênio;

N AMO: Nitrogênio amoniacal;
NAT: Nitrogênio amoniacal total;
 NH_4^+ : Íons amônio;
 NH_3 : Amônia livre;
Ni: Níquel;
NTK: Nitrogênio Kjeldahl Total;
P: Fósforo;
Payback: Período de Retorno do Investimento;
PEB: Produção específica de biogás;
PEM: Produção específica de metano;
PROP: Ácido propiônico;
PVT: Produção volumétrica total;
SELIC: Sistema Especial de Liquidação e de Custódia;
SF: Sólidos Fixos;
ST: Sólidos totais;
SV: Sólidos Voláteis;
S: Enxofre;
TIR: Taxa Interna de Retorno;
VPL: Valor Presente Líquido;
Zn: Zinco.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	19
2	OBJETIVOS	21
2.1	Objetivo geral	21
2.2	Objetivos específicos	21
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	22
3.1	Panorama geral da produção de carne do Brasil.....	22
3.2	Digestão anaeróbia	24
3.2.1	Temperatura	26
3.2.2	Nutrientes e sólidos.....	26
3.2.3	pH: acidez e alcalinidade	28
3.2.4	Nitrogênio amoniacal	29
3.2.5	Inóculo	30
3.2.6	Configurações de biodigestores.....	30
3.2.7	Biogás e biofertilizante	32
3.3	Codigestão anaeróbia.....	34
3.4	Sorgo como cultura energética	36
3.5	Análise de viabilidade econômica	40
4	MATERIAL E MÉTODOS	43
4.1	Ensaio batelada.....	43
4.1.1	Substratos	43
4.1.2	Configuração do experimento	45
4.1.3	Métodos analíticos	46
4.1.4	Análise Estatística.....	47
4.2	Ensaio semicontínuo	48
4.2.1	Origem e preparo dos substratos.....	48
4.2.2	Inóculo	48
4.2.3	Reatores semicontínuos	49
4.2.4	Tratamentos	49
4.2.5	Monitoramento de biogás.....	50

4.2.6	Análises físico-químicas.....	51
4.2.7	Análise estatística	52
4.3	Análise de viabilidade econômica	52
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	57
5.1	Ensaio batelada.....	57
5.1.1	Caracterização dos substratos.....	57
5.1.2	Desempenho na produção de biogás e estabilidade do processo.....	57
5.1.3	Recuperação de macronutrientes	61
5.1.4	Análise multivariada: cluster e componentes principais	63
5.2	Ensaio semicontínuo	65
5.2.1	Caracterização do substrato e do inóculo	65
5.2.2	Recuperação de energia e eficiência na remoção de sólidos totais	66
5.2.3	Inibidores potenciais: acidez volátil e amônia livre.....	67
5.2.4	Recuperação de nutrientes e avaliação agronômica do biofertilizante	69
5.2.5	Análise conjunta dos dados	70
5.3	Análise de viabilidade econômica	72
5.3.1	Investimento inicial.....	73
5.3.2	Custos operacionais.....	73
5.3.3	Receitas	73
5.3.4	Viabilidade	74
6	CONCLUSÕES.....	76
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	77
	REFERÊNCIAS.....	79
	APÊNDICE A	90

1 INTRODUÇÃO

A bovinocultura de corte é uma das principais atividades pecuárias do Brasil, destacando-se tanto no consumo interno quanto nas exportações. Em 2024, o país produziu cerca de 11,85 milhões de toneladas de carne bovina (equivalente ao peso da carcaça), exportou 2,89 milhões de toneladas e consolidou-se como o maior exportador mundial do produto (USDA, 2024). Com um rebanho estimado em mais de 238 milhões de cabeças (IBGE, 2024), a atividade gera uma expressiva quantidade de resíduos orgânicos: estima-se uma produção diária de aproximadamente 13 kg de dejetos por animal, totalizando cerca de 3,1 milhões de toneladas por dia em nível nacional.

Na maioria das propriedades, esses resíduos são armazenados em esterqueiras e utilizados eventualmente como fertilizante, geralmente em períodos de entressafra. No entanto, essa prática convencional implica perdas significativas do potencial energético e agrônômico do material, além de representar riscos ambientais.

A digestão anaeróbia (DA) é uma alternativa tecnológica promissora para o tratamento e valorização desses resíduos, proporcionando a geração simultânea de biogás e biofertilizante. O biogás, composto majoritariamente por metano, pode ser convertido em energia elétrica por meio de motogeradores. Já o biofertilizante é um insumo agrícola rico em nutrientes essenciais, como nitrogênio, fósforo e potássio, em formas prontamente assimiláveis pelas plantas (Kiehl, 2010; Costa *et al.*, 2016). Segundo Sigurnjak *et al.* (2017), trata-se de uma fonte renovável de nitrogênio, especialmente na forma amoniacal, o que o torna atrativo para substituição parcial ou total dos fertilizantes minerais convencionais.

A codigestão anaeróbia (CoDA) dos dejetos com culturas energéticas (DCE), tem sido apontada como estratégia eficaz para otimizar a estabilidade e o rendimento do processo, sobretudo pela correção da relação carbono:nitrogênio (C:N) e pelo fornecimento de substratos com maior biodegradabilidade. Diversos estudos têm mostrado que o uso de DCE melhora a produção de biogás e favorece o balanço energético do sistema. Contudo, a seleção das culturas deve considerar não apenas sua produtividade, mas também a viabilidade agrônômica e econômica da sua adoção na propriedade.

Nesse contexto, o sorgo gigante boliviano (linhagens AGRI 001E e AGRI 002E), desenvolvido para fins energéticos (além de ser utilizado em pastagens, coberturas de solo), destaca-se como uma alternativa promissora para regiões tropicais e subtropicais. Trata-se de uma cultura de ciclo curto (aproximadamente quatro meses), resistente à seca, mecanizável e amplamente utilizada na forma de silagem na bovinocultura de corte. A silagem, por sua vez, permite o armazenamento da biomassa ao longo do ano, conferindo flexibilidade ao suprimento de substrato para a CoDA. No entanto, as características fermentativas da silagem, como o acúmulo de ácidos orgânicos e a redução do pH, podem interferir negativamente no desempenho do processo biológico (Pahlow *et al.*, 2003; Kunz *et al.*, 2019).

Apesar do reconhecido potencial agrônômico e energético do sorgo, ainda são limitados os estudos que investigam de forma sistemática a viabilidade técnica e econômica de seu uso como DCE em processos de CoDA. Considerando que a forma *in natura* apresenta desafios logísticos e operacionais, especialmente no contexto de confinamentos bovinos, a silagem desponta como a principal alternativa de uso. No entanto, os efeitos da silagem de sorgo sobre a estabilidade do processo, a produção de biogás, a qualidade do biofertilizante e os custos de implantação ainda não estão plenamente elucidados. Trata-se, portanto, de uma lacuna crítica, cuja compreensão é essencial para orientar a adoção dessa estratégia em sistemas reais de produção agropecuária.

Diante desse contexto, este trabalho teve como objetivo avaliar o desempenho técnico e econômico da CoDA de dejetos bovinos de corte com duas variedades de sorgo gigante boliviano, nas formas *in natura* e ensilada. Para isso, foram conduzidos ensaios em regime de batelada e semicontínuo, visando comparar a produção de biogás e metano, a composição química do biofertilizante e os indicadores financeiros de viabilidade econômica associados à implementação da tecnologia em sistemas reais de confinamento bovino.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a viabilidade técnico-econômica do uso de sorgo boliviano gigante ensilado, com e sem panícula, em codigestão anaeróbia com dejetos de bovinos de corte confinados.

2.2 Objetivos específicos

- Mensurar as limitações do uso de sorgo gigante boliviano ensilado como co-substrato na codigestão anaeróbia com dejetos de bovino em regime de batelada, quanto à estabilidade do processo, produção de metano e qualidade agronômica do biofertilizante;
- Analisar a viabilidade técnica da codigestão anaeróbia semicontínua de dejetos de bovinos confinados com 30% de silagem de sorgo com panícula, considerando a produção de biogás e metano, a estabilidade do processo e a qualidade agronômica do biofertilizante gerado;
- Avaliar a viabilidade econômica da implantação de um sistema de geração de energia a partir da codigestão anaeróbia de dejetos de bovinos confinados com silagem de sorgo, considerando custos de implantação, estrutura necessária e potencial agronômico do sistema em escala real.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Panorama geral da produção de carne do Brasil

A cadeia produtiva da carne bovina apresenta elevada relevância no cenário agroindustrial global, tanto do ponto de vista econômico quanto nutricional. O Brasil ocupa uma posição de destaque nesse contexto, figurando como um dos principais produtores e o maior exportador mundial de carne bovina *in natura*. Em 2024, a produção brasileira foi estimada em 11,85 milhões de toneladas métricas equivalentes em carcaça, das quais aproximadamente 2,89 milhões de toneladas foram destinadas à exportação (USDA, 2024). Esses números refletem não apenas a capacidade produtiva do país, mas também a competitividade do setor pecuário nacional no mercado internacional.

Essa elevada produtividade está intrinsecamente relacionada à expressiva dimensão do rebanho bovino brasileiro. Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2024), o efetivo de bovinos de corte no país alcançou 238.626.442 cabeças em 2023, distribuídas majoritariamente nas regiões Centro-Oeste, Sudeste e Norte. O tamanho do plantel, aliado ao avanço tecnológico em genética, nutrição, manejo e sanidade animal, tem contribuído significativamente para o aumento da eficiência produtiva e da qualidade da carne produzida.

O rebanho paranaense de bovinos de corte está em desenvolvimento. No ano de 2023, teve uma contribuição no valor bruto da produção estadual de 5,9 bilhões de reais enquanto, em 2024, a mesma contribuição passou para 6,9 bilhões de reais, um aumento de contribuição de 15% em um ano (Deral, 2025).

O IPEA (Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada) (2019) relatou que, na última década, a bovinocultura de corte recebeu alguns indicadores para a qualidade do plantel, sendo eles: rendimento da carcaça e animais abatidos sobre o tamanho do rebanho. O peso médio do animal no momento do abate em 2009 era de 237 quilos e passou para aproximadamente 248 quilos em 2018. Esses dados apontam uma taxa anual de crescimento de 0,64%. Apontam, também, um alerta que alguns dados de produção podem estar relacionados ao ciclo da pecuária, pois podem estar associados a um número maior de animais jovens, portanto, não terminados para o abate.

Apesar de a elevada produção ser economicamente relevante para o Brasil, é fundamental considerar os impactos associados à geração de resíduos. Com base em informações obtidas junto a produtores, estima-se que a produção média de dejetos em sistemas de confinamento bovino alcance cerca de 13 kg ($\text{animal}^{-1} \text{ dia}^{-1}$), valor que se refere exclusivamente à massa de fezes e urina, sem considerar o volume adicional de água empregado na higienização das instalações. Esse elevado aporte orgânico está diretamente relacionado à intensificação da produção, que implica aumento da densidade animal por unidade de área como estratégia para maximização da rentabilidade. No entanto, a maior concentração de resíduos em áreas restritas demanda soluções tecnológicas eficientes para o seu tratamento, a fim de mitigar riscos ambientais e promover o aproveitamento energético e agrônomo desses subprodutos. Desse modo, há maior geração e concentração de resíduos de alto potencial poluidor em menores áreas (Orrico Junior *et al.*, 2012). A intensa e concentrada atividade da indústria pecuária gera vastas quantidades de resíduos biodegradáveis, que devem ser geridas sob as práticas adequadas para evitar impacto negativo ao solo, ar e água (Bernal; Albuquerque; Moral, 2009).

A cadeia produtiva da bovinocultura de corte possui três linhas de segmento: cria (desde a cobertura da vaca até a fase de desmama), recria (entre as fases de desmama e terminação) e terminação (fase de engorda). Essas fases não se sucedem necessariamente, pois, em alguns segmentos comerciais, o animal é abatido mais precocemente e não chega a terminar o ciclo de engorda (Senar, 2018). Dentre essas fases, as dejeções e os resíduos variam mediante manejo e dieta.

A disposição inadequada desses resíduos, quando não estabilizados, pode causar diversos impactos adversos ao meio ambiente, como eutrofização e morte da ictiofauna de corpos hídricos, contaminação do solo e águas subterrâneas, emissão de gases poluentes, entre outros. Todas as etapas do processamento industrial contribuem para a geração de resíduos potencialmente impactantes que precisam ser encaminhados para um sistema de tratamento adequado (Bernal; Albuquerque; Moral, 2009).

Os resíduos gerados na bovinocultura de corte podem ser transformados em subprodutos de valor agrônomo e energético por meio de tecnologias adequadas de estabilização. Dentre essas, a digestão anaeróbia (DA) destaca-se como uma alternativa promissora, capaz de reduzir o impacto ambiental, estabilizar a matéria

orgânica e viabilizar a geração simultânea de biogás e biofertilizante. A seguir, são apresentados os principais fundamentos desse processo biotecnológico e os fatores que influenciam seu desempenho em sistemas agropecuários.

3.2 Digestão anaeróbia

O processo conhecido como DA é um processo biológico mediado por consórcios microbianos, que promovem a degradação de materiais orgânicos por meio de reações bioquímicas complexas em condições de ausência de oxigênio. Ao longo desse processo, compostos orgânicos de alto peso molecular, como carboidratos, proteínas e lipídios, são progressivamente convertidos em moléculas mais simples, culminando na formação de gases. Esses gases, que se desprendem da matriz líquida onde ocorrem as reações, compõem o biogás, uma mistura predominantemente formada por metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2). Dessa forma, parte do carbono originalmente presente na matéria orgânica é transferido da fase líquida para a fase gasosa, promovendo a estabilização da matéria orgânica residual (Chernicharo, 1997; Foresti *et al.*, 1999; Molino *et al.*, 2013).

Essas transformações do material orgânico complexo via DA acontecem em quatro fases sequenciais, sendo elas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (Foresti *et al.*, 1999; Jain *et al.*, 2015; Bharathiraja *et al.*, 2016; Kunz; Amaral; Steinmetz, 2016).

Segundo Bharathiraja *et al.* (2016), na primeira fase, grupos de bactérias fermentativas excretam enzimas que hidrolisam compostos orgânicos complexos, tornando-os solúveis. Em outras palavras, enzimas como celulase, celobiase, xilanase, amilase, α -glucosidase, entre outras, catalisam a quebra de carboidratos a mono e dissacarídeos solúveis; a protease transforma proteínas em aminoácidos; e a lipase degrada lipídios a ácidos graxos de cadeias carbônicas com 15 a 19 carbonos e glicerol.

A etapa de hidrólise constitui uma fase fundamental no processo de digestão anaeróbia, uma vez que determina a taxa global de degradação dos materiais orgânicos. A duração dessa etapa varia conforme as características intrínsecas dos resíduos: carboidratos simples, como açúcares, são hidrolisados em questão de horas, enquanto proteínas e lipídios requerem períodos mais prolongados, que podem

se estender por dias ou semanas. Devido à maior resistência à degradação (recalcitrância) apresentada por determinados compostos, como gorduras, celulose e lignina, frequentemente são empregados pré-tratamentos com o objetivo de otimizar a eficiência do processo e reduzir o tempo necessário para a hidrólise (Harris *et al.*, 2015; Jain *et al.*, 2015; Meng *et al.*, 2017; Zeynali *et al.*, 2017).

Na etapa subsequente da DA, denominada acidogênese, os produtos da hidrólise são absorvidos e metabolizados por bactérias acidogênicas, que os transformam em substâncias orgânicas de menor complexidade. Entre esses produtos, destacam-se os ácidos graxos voláteis de cadeia curta, com dois a seis átomos de carbono, como os ácidos acético, pirúvico, propiônico, butírico, valérico, fórmico e caproico, além de álcoois e compostos inorgânicos, tais como dióxido de carbono (CO₂), hidrogênio gasoso (H₂), amônia (NH₃) e gás sulfídrico (H₂S). Gêneros bacterianos predominantes nesta fase incluem Lactobacillales, Acetobacter e Clostridium, que desempenham papel essencial na transformação bioquímica dos intermediários gerados na hidrólise (Kunz; Amaral; Steinmetz, 2016).

Na sequência, os produtos da acidogênese são transformados principalmente em acetato, CO₂ e H₂ por reações endotérmicas. Por fim, na metanogênese, o metano pode ser produzido pela descarboxilação do acetato (Equação(1)), realizada por arqueas metanogênicas acetotróficas (Methanosarcina, por exemplo), ou pela redução de CO₂ pelo H₂ (Equação(2)), realizada por bactérias metanogênicas hidrogenotróficas (Methanobacterium e Methanospirillum, por exemplo) (Foresti *et al.*, 1999).



Jain *et al.* (2015) relataram que cerca de 70% do CH₄ produzido nesta última fase vem da via acetoclástica. Contudo, Kunz, Amaral e Steinmetz (2016) advertem para o fato de que esse percentual pode variar bastante em função do resíduo ou substrato, visto que as metanogênicas acetoclásticas são sensíveis a oscilações de pH e elevadas concentrações de NH₃, características de biomassas agroindustriais que podem favorecer o sistema na formação de CH₄ pela via hidrogenotrófica.

A DA é conduzida por consórcios microbianos diversificados, de modo que qualquer fator que afete a fisiologia desses microrganismos pode comprometer o desempenho do processo. Interferências adversas geralmente resultam em redução da produção de biogás, aumento do teor de impurezas no biogás e maior tempo necessário para a estabilização dos resíduos. Portanto, para garantir a eficiência da fermentação, é fundamental monitorar e controlar parâmetros operacionais essenciais, tais como temperatura, disponibilidade de nutrientes, relação carbono:nitrogênio (C:N), teor de sólidos, concentração de ácidos voláteis, alcalinidade, pH e características do inóculo, entre outros (Romero-Guiza *et al.*, 2016).

3.2.1 Temperatura

A temperatura exerce influência direta sobre a cinética das reações bioquímicas envolvidas na DA, afetando tanto a solubilização dos substratos, tornando-os mais acessíveis para os microrganismos, quanto a velocidade do metabolismo e o desenvolvimento celular bacteriano. Em função do tipo de substrato, a taxa de produção de metano (CH₄) em sistemas termofílicos pode ser até 50% superior à observada em sistemas mesofílicos, possibilitando, assim, tempos de retenção hidráulica mais curtos. Contudo, os sistemas termofílicos apresentam desvantagens significativas: além do aumento dos custos operacionais, demonstram maior fragilidade devido à suscetibilidade à acumulação de ácidos graxos voláteis e formação de amônia livre, fatores que podem inibir a atividade metanogênica (Wellinger; Murphy; Baxter, 2013).

Oscilações abruptas de temperatura (± 2 ou 3 °C), seja na faixa psicrófila (em torno de 15 °C), mesofílica (25 a 42 °C) ou termofílica (acima de 42 °C), podem debilitar o desempenho dos microrganismos metanogênicos, impactando a produção de biogás. Por essa razão, regiões com grande amplitude térmica podem apresentar produção desuniforme de biogás (Kunz; Amaral; Steinmetz, 2016).

3.2.2 Nutrientes e sólidos

Os nutrientes desempenham papel fundamental na sobrevivência e atividade das bactérias quimioheterotróficas envolvidas na DA. Entre os macronutrientes,

destacam-se carbono (C), nitrogênio (N), fósforo (P) e enxofre (S), devido às suas funções essenciais no fornecimento de energia, biossíntese celular e mobilidade bacteriana. Segundo Wellinger, Murphy e Baxter (2013), a relação ideal entre C:N:P:S para a produção eficiente de metano é de 600:15:5:3. Além dos macronutrientes, os micronutrientes, incluindo ferro (Fe), níquel (Ni), cobalto (Co), molibdênio (Mo), zinco (Zn), manganês (Mn) e cobre (Cu), são igualmente indispensáveis, pois atuam como cofatores enzimáticos e são essenciais para o metabolismo celular (Choong *et al.*, 2016).

Lucas Júnior (1987) relata que a relação C:N ideal do substrato a ser submetido à DA varia em torno de 16:1. A relação C:N apresenta variabilidade significativa em função da composição do substrato, uma vez que nem todos os compostos de carbono contribuem igualmente para essa relação. Compostos de carbono de degradação lenta, como a celulose, tendem a reduzir a acidificação do meio em comparação com carboidratos mais rapidamente degradáveis, como a glicose. Além disso, a lignina, outro componente carbono-orgânico, é praticamente refratária à decomposição no processo de DA.

De acordo com a literatura, a relação C:N ideal para a produção de biogás situa-se entre 20:1 e 30:1 na fase inicial do tratamento, reduzindo-se para valores entre 10:1 e 13:1 ao final do processo. Essa relação é crucial não apenas para a quantidade total de biogás produzido, mas também para a formação de ácidos graxos voláteis, os quais são favorecidos quando a relação C:N está próxima de 30:1 (Karlsson *et al.*, 2014).

Outro fator preponderante na digestão anaeróbia é a concentração de sólidos no meio reacional. Os sólidos totais constituem-se de sólidos fixos (minerais) e voláteis (orgânicos). Os sólidos voláteis correspondem à fração passível de ser convertida em biogás.

Segundo Poulsen (2003), os processos de DA de resíduos de origem animal apresentam maior eficiência quando a concentração de sólidos totais se encontra entre 3% e 12%, em base seca. Conforme a natureza do substrato e o tipo de reator empregado, é possível operar sistemas com concentrações de sólidos totais de até 25%, desde que haja agitação adequada. Entretanto, concentrações elevadas de sólidos totais podem acarretar problemas operacionais, tais como entupimentos,

excesso na formação de lodo, dificuldade na solubilização da matéria orgânica e acidificação do meio, decorrentes do acúmulo excessivo de material orgânico.

3.2.3 pH: acidez e alcalinidade

O pH é um parâmetro dinâmico que se altera ao longo da DA, inibindo e favorecendo outros grupos específicos de bactérias conforme é reduzido ou aumentado.

No início da fase fermentativa, com a formação de ácidos, o pH do meio é reduzido a 6 ou menos, causando grande produção de dióxido de carbono (CO_2). Depois de aproximadamente três semanas, o pH tende a começar a aumentar na medida que os ácidos voláteis são degradados a Metano (CH_4) (Sutaryo *et al.*, 2012; Zonta *et al.*, 2013).

As bactérias acidogênicas apresentam ampla tolerância às variações de pH, sendo capazes de se desenvolver em uma faixa que varia de 4,0 a 8,5. Em contraste, as arqueias metanogênicas são altamente sensíveis a alterações desse parâmetro, apresentando crescimento ótimo em valores de pH entre 6,7 e 7,5. Valores inferiores a 6,5 inibem significativamente a atividade metanogênica, enquanto as bactérias produtoras de ácidos voláteis permanecem metabolicamente ativas até valores próximos de pH 4. Essa diferença na resiliência entre os grupos microbianos pode comprometer a estabilidade do processo, uma vez que o acúmulo de ácidos graxos voláteis, decorrente da atividade contínua das acidogênicas, não é acompanhado por sua conversão em metano. Isso se deve principalmente à inibição da atividade metanogênica causada pela acidificação do meio (Kunz; Amaral; Steinmetz, 2016).

Foresti *et al.* (1999) relatam que, quando há equilíbrio entre as fases acidogênicas e metanogênica da DA, o pH do sistema tende a se estabilizar em torno de 7, valor considerado ideal para a atividade das arqueias metanogênicas. Adicionalmente, a liberação de íons amoniacais (provenientes da degradação de proteínas) e íons de sódio (decorrentes da hidrólise de sabões e detergentes) contribui para o aumento tanto do pH quanto da alcalinidade do meio. Em condições de pH elevado (acima de 7), o CO_2 presente na fase gasosa tende a dissolver-se na fase líquida sob a forma de íons carbonato (CO_3^{2-}) e bicarbonato (HCO_3^-), promovendo

um efeito tamponante que estabiliza o sistema e favorece a produção de biogás com maior concentração de CH_4 .

A alcalinidade de um sistema é definida pela sua capacidade de neutralizar ácidos, sendo, portanto, um parâmetro essencial na caracterização do seu comportamento químico. Valores elevados de alcalinidade indicam a presença significativa de espécies alcalinas, especialmente íons carbonato e bicarbonato, os quais conferem ao sistema um elevado poder tamponante. Um método comumente utilizado para controle do sistema tampão e para o monitoramento indireto da produção de ácidos durante a digestão anaeróbia é a análise da razão entre acidez volátil (AV) e alcalinidade total (AT). A faixa considerada ideal para essa razão situa-se entre 0,3 e 0,4, o que denota um processo em equilíbrio, no qual as cinéticas de produção e consumo de ácidos orgânicos estão adequadamente ajustadas, minimizando o risco de acidificação do meio (Chernicharo, 1997). Contudo, essa faixa pode apresentar variações, dependendo da natureza do resíduo em tratamento.

3.2.4 Nitrogênio amoniacal

O nitrogênio amoniacal total em soluções aquosas, correspondente à soma dos íons amônio (NH_4^+) e da amônia livre (NH_3), pode exercer efeitos tanto benéficos quanto prejudiciais sobre o processo de digestão anaeróbia. Em concentrações inferiores a $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, o nitrogênio amoniacal é considerado favorável ao processo, uma vez que é utilizado pelos microrganismos como fonte de nitrogênio para a manutenção de suas funções metabólicas essenciais. No entanto, quando presente em concentrações superiores a $2.000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, essa substância pode apresentar efeito inibitório, comprometendo a atividade microbiana e, em casos mais severos, ocasionando instabilidade operacional ou até mesmo a falência do sistema de digestão anaeróbia (Liu; Sung, 2002).

Os íons amônio (NH_4^+) e a amônia livre (NH_3) coexistem em um equilíbrio dinâmico (Equação 3), o qual é influenciado por variáveis como temperatura e pH. Condições de temperatura e pH elevadas favorecem a dissociação do íon amônio, resultando em maior formação de amônia livre (Emerson *et al.*, 1975), a qual representa a forma mais tóxica do nitrogênio amoniacal (Massé *et al.*, 2014). Tal toxicidade decorre da capacidade da amônia livre de atravessar a membrana celular

dos microrganismos, promovendo desequilíbrios no gradiente de prótons e/ou deficiências na concentração intracelular de potássio, comprometendo assim a viabilidade e o desempenho microbiano (Garcia; Angenent, 2009).



3.2.5 Inóculo

A utilização de inóculos constitui uma prática amplamente adotada em estudos relacionados à DA. Essa abordagem consiste em iniciar o processo nos reatores com determinado volume de substrato previamente enriquecido com microrganismos ativos, com o intuito de assegurar a presença de comunidades bacterianas já adaptadas ao ambiente anaeróbio, reduzindo, assim, o tempo necessário para a aclimatação microbiana. Dejeções de animais, especialmente de ruminantes, têm se mostrado fontes eficazes de inóculo, devido à sua elevada carga microbiana. Além disso, lodos provenientes de reatores anaeróbios vêm sendo amplamente utilizados, pois, além de apresentarem grande diversidade bacteriana, geralmente possuem alta alcalinidade, o que contribui para a estabilidade do processo ao reduzir o risco de acidificação do meio (Aboudi *et al.*, 2016; Dai *et al.*, 2016).

O uso de biofertilizantes como inóculo também se revela promissor na digestão anaeróbia, uma vez que, além de fornecer microrganismos com elevada demanda nutricional e contribuir com a alcalinidade do sistema, pode substituir a água potável normalmente utilizada para a diluição do substrato, favorecendo a fluidez do meio reacional e, conseqüentemente, facilitando o transporte de enzimas, metabólitos e demais componentes envolvidos nas reações bioquímicas.

3.2.6 Configurações de biodigestores

Dada a diversidade de características dos substratos e os distintos objetivos operacionais, diversas configurações de reatores anaeróbios foram desenvolvidas ao longo do tempo. Uma das classificações mais comuns refere-se à frequência de alimentação do reator.

Os reatores em batelada, ou descontínuos, são aqueles nos quais o carregamento ocorre de forma única e integral, sendo seguidos por um período de

fermentação, ao término do qual o sistema é completamente descarregado. Esse tipo de reator é especialmente indicado para o tratamento de resíduos de ocorrência intermitente e com alta concentração de material lignocelulósico, por exemplo, a cama de frango (Lucas Júnior, 1987).

Por outro lado, os biodigestores contínuos são caracterizados por um regime regular tanto de alimentação quanto de saída do efluente, uma vez que o reator é mantido continuamente em operação após seu enchimento inicial. Os modelos clássicos dessa categoria incluem os biodigestores indiano, chinês e tubular (também denominado lagoa coberta), sendo este último o mais utilizado em zonas rurais no Brasil. Tais sistemas são recomendados para unidades que geram efluentes líquidos de forma contínua (Costa, 2005).

Os semicontínuos, ou de batelada alimentada, representam uma configuração intermediária entre os sistemas contínuos e descontínuos. Nesses reatores, a introdução periódica de substrato provoca o deslocamento, por diferença hidráulica, de um volume equivalente de efluente, que é simultaneamente removido pela saída. As operações de alimentação são realizadas em intervalos regulares (Carreas, 2013).

Com uma tecnologia mais avançada e conseqüentemente um custo maior, temos os reatores de tanque agitado contínuo (CSTR) que são amplamente utilizados na produção de biogás, sendo especialmente eficaz no tratamento de substratos mais ricos em sólidos. No entanto, uma de suas principais limitações é a eliminação de microrganismos em condições de baixo tempo de retenção hidráulica, situação frequentemente associada a uma alta carga orgânica. Quando alimentado com elevadas concentrações de matéria orgânica, o CSTR tende a sofrer acidificação rápida, o que leva ao acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs), inibindo o processo de DA (Kiani *et al.*, 2022). Devido a essas limitações, esse tipo de reator é frequentemente utilizado como unidade fermentativa em processos de DA de dois estágios (JANKE *et al.*, 2018) também bastante comum na produção de bio-hidrogênio (Ren *et al.*, 2010).

O processo de agitação é realizado por meio de agitadores mecânicos ou hidráulicos, com o objetivo de evitar a sedimentação dos sólidos e promover uma melhor transferência de massa entre os microrganismos e os substratos. O biogás gerado é coletado na parte superior do reator. Os CSTR podem ser construídos em diversas dimensões, adaptando-se às necessidades do processo. A temperatura

interna do reator é mantida em níveis ótimos por meio de sistemas de aquecimento, como camisas térmicas externas, tubos internos ou trocadores de calor externos (Show *et al.*, 2007).

3.2.7 Biogás e biofertilizante

De modo geral, a DA tem se expandido consideravelmente e despertado o interesse de diversos pesquisadores ao redor do mundo. Nos Estados Unidos, essa tecnologia tem sido amplamente empregada no tratamento de resíduos de origem animal (Ebner *et al.*, 2016). Na Etiópia, resíduos orgânicos vêm sendo utilizados na digestão anaeróbia com o objetivo principal de geração de energia (Mengistu *et al.*, 2016). Na China, Dai e colaboradores (2016) realizaram experimentos de codigestão anaeróbia de lodo oriundo de estações de tratamento de esgoto, utilizando uma fonte adicional de carbono para otimização do processo. No Brasil, a digestão anaeróbia é adotada em estações de tratamento de esgoto para o tratamento de águas residuárias municipais (Foresti; Zaiati; Vallero, 2006). Já em países como a Áustria e a Alemanha, culturas agrícolas, como grãos e sementes, são cultivadas com a finalidade de servirem como matéria-prima para a produção de biogás, que é considerado uma fonte estratégica de energia (Bharathiraja *et al.*, 2016).

A ampla aplicação da DA justifica-se por seus múltiplos benefícios. Entre os principais, destacam-se a alta eficiência na estabilização de resíduos, os baixos custos operacionais, o reduzido consumo energético, a menor exigência de espaço físico, a geração de volumes relativamente pequenos de lodo, além da capacidade de manter bom desempenho, mesmo após longos períodos de inatividade, importante para resíduos com características sazonais de fornecimento (Foresti *et al.*, 1999; Chowdhury *et al.*, 2010). Ademais, trata-se de uma tecnologia que se destaca por possibilitar a recuperação de energia, por meio da produção de biogás, e de nutrientes, por meio do biofertilizante (Ebner *et al.*, 2016).

O biogás é um combustível renovável composto majoritariamente por CH_4 , cuja concentração varia entre 40% e 75%, seguido por CO_2 , com teores entre 15% e 60%, além de pequenas proporções de hidrogênio (H_2) e outras impurezas, como vapor d'água, NH_3 e sulfeto de hidrogênio (H_2S) (Werkneh, , 20). Sua elevada capacidade energética o torna comparável a outras fontes de energia: 1 m^3 de biogás equivale

aproximadamente a 1,5 m³ de gás liquefeito de petróleo, 0,6 litros de gasolina, 0,9 litro de álcool, 1,43 kWh de eletricidade ou 2,7 kg de lenha (Werkneh, 2022). O elevado poder calorífico do metano confere ao biogás seu caráter energético, possibilitando sua conversão em energia térmica, mecânica ou elétrica (Baciocchi *et al.*, 2013). Para otimizar sua utilização na geração de calor ou eletricidade, é desejável que o teor de metano seja maximizado e as impurezas reduzidas, a fim de evitar danos aos equipamentos de conversão, minimizando gastos com manutenção (Balmant *et al.*, 2014).

Diante do atual cenário de mudanças climáticas globais, da crescente demanda energética, do esgotamento das reservas de combustíveis fósseis e da elevação dos preços desses recursos, o biogás tem emergido como uma alternativa promissora. Sua utilização pode contribuir significativamente para a mitigação das emissões de gases de efeito estufa, além de promover a segurança energética por meio da diversificação das matrizes energéticas nacionais e viabilizar a gestão sustentável de resíduos orgânicos (Ebner *et al.*, 2016; Mazareli *et al.*, 2016).

Além da produção de biogás, a DA gera como subproduto o biofertilizante, um insumo de baixo custo e elevado valor agrônomico. Esse material é rico em macro e micronutrientes em formas mineralizadas ou parcialmente disponíveis, apresenta grande diversidade de microrganismos benéficos, substâncias húmicas, matéria orgânica e boas condições sanitárias. Tais características conferem ao biofertilizante a capacidade de melhorar significativamente a fertilidade do solo, atuando positivamente nos aspectos físicos, químicos e biológicos do sistema pedológico (Sganzerla, 1983; Cortez *et al.*, 2008; Nascimento, 2010; Tejada *et al.*, 2016).

Estudos de campo reforçam o potencial agrônomico desse subproduto. Seidel *et al.* (2010) investigaram a aplicação de biofertilizante oriundo da suinocultura em cultivos de milho sob sistema de plantio direto e constataram que, quando aplicado em doses adequadas, o biofertilizante pode superar fertilizantes químicos em termos de produtividade. A aplicação de 50 m³·ha⁻¹ resultou em uma produção de 8.339 kg·ha⁻¹ de grãos, enquanto o mesmo volume de fertilizante comercial (NPK) resultou em 7.324 kg·ha⁻¹. Em outro estudo, Nascimento (2010) verificou aumento de 15% na produtividade de cafezais em Patos de Minas (MG) com a aplicação de 180 a 210 m³·ha⁻¹ de biofertilizante, com elevação da produtividade de 35 para 45 sacas·ha⁻¹ ao longo de três anos. O autor ainda observou propriedades bioinseticidas no

biofertilizante, com efeitos na eliminação de pragas como o bicho-mineiro (*Leucoptera coffeella*).

Apesar dos avanços já alcançados na compreensão e aplicação da DA, ainda persistem diversas lacunas científicas e operacionais, especialmente diante da crescente complexidade dos sistemas produtivos e das mudanças nas características dos resíduos agropecuários. A variabilidade na composição dos substratos, os desafios associados à estabilidade do processo e a busca por maior eficiência energética impulsionam o desenvolvimento de estratégias complementares. Nesse contexto, a CoDA tem se consolidado como uma alternativa técnica relevante, ao permitir a combinação de diferentes substratos com propriedades físico-químicas complementares, promovendo sinergias que potencializam a produção de biogás, melhoram o equilíbrio nutricional do sistema e aumentam a robustez microbiológica do processo.

3.3 Codigestão anaeróbia

A CoDA consiste na utilização simultânea de dois ou mais substratos em reatores anaeróbios, com o objetivo de otimizar a estabilidade do processo e maximizar a produção de biogás. Essa estratégia baseia-se na complementaridade físico-química e microbiológica dos resíduos utilizados, promovendo sinergias que resultam em maior eficiência na conversão da matéria orgânica em CH₄, além de mitigar efeitos inibitórios frequentemente observados na MonoDA de resíduos com composição desbalanceada (Alatríste *et al.*, 2006; Alonso; Ríó; García, 2016).

Entre os principais benefícios associados à CoDA, destacam-se: a correção da relação C:N; a diluição de compostos tóxicos ou inibidores (como NH₃, AGVs ou metais pesados); a melhoria do poder tampão e da alcalinidade do sistema; o aumento da diversidade microbiológica e da resiliência do consórcio microbiano; e a elevação da carga orgânica aplicável ao reator sem comprometer sua estabilidade (Choong *et al.*, 2016). Como consequência, a CoDA pode levar à maior produção específica de metano e ao incremento da qualidade agrônômica do efluente do biodigestor, favorecendo sua utilização como biofertilizante.

Os substratos utilizados na CoDA podem incluir resíduos agroindustriais, efluentes líquidos, lodos, restos vegetais e, mais recentemente, culturas energéticas

(DCE) cultivadas com o objetivo específico de produzir biomassa para geração de energia renovável.

As DCEs são espécies vegetais cultivadas com o propósito específico de geração de energia, seja por combustão direta, gaseificação, produção de etanol ou biogás. No contexto da DA, essas culturas devem apresentar alta produtividade de biomassa, boa degradabilidade, relação C:N adequada e teores significativos de carboidratos solúveis, favorecendo a atividade hidrolítica e metanogênica no reator. Exemplos comuns incluem o milho, o capim-elefante, a cana-de-açúcar, a beterraba energética e o sorgo, que se destacam pelo elevado rendimento por hectare e pelo potencial de sinergia na codigestão com resíduos agropecuários (Weiland, 2010; Cho *et al.*, 2016).

As culturas energéticas podem ser classificadas em dois grupos principais: as culturas dedicadas, que são semeadas com a finalidade exclusiva de produção de energia, e as culturas de cobertura energéticas (energy cover crops – ECC), cultivadas com fins energéticos durante as entressafras, entre duas culturas alimentares ou forrageiras. No caso das ECC, a colheita envolve a remoção da parte aérea ainda durante o ciclo vegetativo, sem necessidade de esperar pela maturação completa dos grãos, já que o objetivo principal é a produção de biomassa e não o rendimento de sementes (Nilsson *et al.*, 2024; Boros *et al.*, 2025).

Nos últimos anos, a inclusão de DCE como co-substrato tem ganhado destaque como alternativa para melhorar a viabilidade técnico-econômica da CoDA em propriedades rurais. Tais culturas apresentam elevada produtividade de biomassa, boa degradabilidade e teores adequados de carboidratos solúveis, características que favorecem a atividade hidrolítica e metanogênica no reator. Além disso, sua utilização pode proporcionar uma fonte de substrato estável e planejada ao longo do ano, sobretudo quando conservadas na forma de silagem, reduzindo a sazonalidade do fornecimento de matéria-prima (Weiland, 2010; Piñas *et al.*, 2018).

Diversos estudos têm confirmado o potencial da CoDA com resíduos agropecuários e DCE. Aboudi *et al.* (2016), por exemplo, investigaram a CoDA de resíduos de beterraba sacarina com esterco bovino em diferentes proporções e observaram um incremento de até 82% na produção de metano em relação aos substratos isolados, com destaque para a melhoria da alcalinidade do sistema e da estabilidade do processo. Zhang *et al.* (2022), por sua vez, utilizaram resíduo de

vinagre de sorgo em CoDA com diferentes tipos de esterco (bovino, suíno e ovino), e relataram aumentos de 10,1% a 58,2% na produção de metano, atribuídos à maior disponibilidade de substratos facilmente degradáveis, à atenuação do acúmulo de ácidos graxos voláteis e à diversificação da comunidade microbiana funcional.

Além dos benefícios técnicos, a inclusão de DCEs pode contribuir diretamente para a viabilidade econômica do sistema. O aumento na produção de biogás permite maior geração de energia térmica ou elétrica, ampliando a receita potencial da planta de DA. Por outro lado, a valorização agrônômica do biofertilizante, resultante da melhoria na composição química e estabilidade do efluente, pode reduzir a dependência de fertilizantes minerais e agregar valor ao produto (Damaceno *et al.*, 2018; Montoro *et al.*, 2019).

Nesse contexto, o uso do sorgo gigante boliviano ensilado representa uma alternativa promissora, sobretudo em confinamentos bovinos. Trata-se de uma cultura adaptada a regiões tropicais, com alta produção de biomassa e uso já difundido na alimentação animal. No entanto, suas diferentes cultivares apresentam composições químicas distintas, o que torna necessário avaliar, de forma sistemática, os efeitos de sua adição sobre a DA de dejetos, tanto sob o ponto de vista técnico quanto econômico.

3.4 Sorgo como cultura energética

O sorgo [*Sorghum bicolor* (L.) Moench] pertence à família Poaceae e é o quinto cereal mais cultivado no mundo. É nativo da África e entrou como uma cultivar entre 3 mil e 5 mil anos atrás. No mundo existem cerca de 7 mil genótipos do cereal, e seu cultivo nos dias de hoje é de extrema importância nos continentes asiáticos e africanos, além de outras regiões semiáridas do mundo, sendo utilizado para a alimentação humana. Já nos países ocidentais, como nos Estados Unidos, Austrália e Brasil, o sorgo é cultivado normalmente para a alimentação animal. No Brasil, é adotado principalmente para a produção de grãos e forragem. A planta possui uma grande tolerância a períodos de estiagem e ainda permite colheitas de grãos e massa verde economicamente compensadora em condições de pluviosidade baixa e instável. O sorgo tem participação ativa como alimento para o rebanho no período seco por meio de sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta, devido às suas

Granífero: Geralmente de porte mais baixo (1,0 a 1,5 m) para facilitar os tratos culturais e a colheita mecânica, tem população mais alta em função do porte baixo, em torno de 160 a 220 mil plantas/ha, e é semeado, em sua maior parte (cerca de 95%), na 2ª safra. Possui um consumo médio de 8 a 9 kg/ha de sementes;

Silageiro: Geralmente de porte médio a alto (2,20 a 3,50 m), tem população variável, em torno de 120 a 150 mil plantas/ha, de acordo com o porte e a cultivar, de modo a evitar o acamamento das plantas; é semeado tanto no verão (65% do total) quanto na safrinha (35% do total e crescendo) para silagem;

Forageiro: Oriundo de um híbrido de sorgo com capim sudão, é também chamado de sorgo de corte e pastejo, semeado para pastagens e fornecimento rápido de forragem ao animal em detrimento do seu rápido crescimento, tanto na safra quanto na 2ª safra. Produz cerca de 15 a 25 t/ha de forragem verde por corte/pastejo com 1,5 m de altura e de acordo com a época;

Sacarino: Geralmente é um sorgo parecido com o tipo silageiro com porte alto, porém com colmo mais suculento e rico em açúcares. A produção de grãos é mais limitada, pouco utilizado no mercado e baixa disponibilidade de híbridos. Tem sua utilização para a fabricação de açúcar ou álcool, geralmente na entressafra da cana-de-açúcar nas usinas e em áreas destinadas à reforma de canaviais;

Biomassa: São sorgos híbridos ou variedades volumosas de porte muito elevado (5,0 a 6,0 m de altura), cujo objetivo é volume de matéria seca como combustível e/ou produção de energia. Podem ser utilizados em alimentação animal como fonte de fibras, mas são de baixa energia (qualidade) pela baixa participação de grãos na massa. Apesar do porte, possuem boa tolerância ao acamamento;

Vassoura: Tipo de sorgo de porte alto, cujo objetivo é a produção de vassouras. Muito fibroso, possui fibras com boa durabilidade e leveza, muito destacado e superior neste mercado em relação às vassouras de plástico ou piaçava.

A principal diferença entre os tipos de sorgo é a presença e desenvolvimento da panícula. O grão de sorgo é um alimento de alto valor nutricional, com composição variável conforme a variedade, ambiente e manejo, o que define seu uso em alimentação humana, animal e indústria. Em sua composição temos: Amido (61,7–78,4%): principal fonte de energia; Proteínas (7,3–18,8%): predominância das prolaminas (cafirininas), que afetam a digestibilidade; Lipídeos (1,0–5,0%): concentrados no germe, ricos em ácidos graxos insaturados (oleico e linoleico); Fibra

bruta (0,6–4,7%): varia conforme a cor e tipo do grão; Cinzas (1,1–2,0%): com minerais como potássio, magnésio, fósforo, ferro e zinco (Uñate-Fraga *et al.*, 2022).

A porcentagem de matéria seca (MS) na biomassa de sorgo varia com o genótipo e a época de colheita. No caso do sorgo biomassa, por causa do maior ciclo e da colheita em períodos mais secos (abril, maio e junho), as porcentagens de matéria seca são mais elevadas, variando de 35 a 55%. Colheitas logo após o florescimento apresentam menores porcentagens de MS e colheitas após a maturação fisiológica no estágio de grão farináceo apresentam maiores porcentagens de MS (Embrapa, 2013).

Considerando os altos níveis de produtividade, a qualidade da biomassa, bem como aspectos fitotécnicos da cultura como ciclo curto (6 meses), plantio, manejo e colheita mecanizados, o sorgo biomassa vem se apresentando como uma cultura promissora no fornecimento de matéria-prima para produção de energia (Embrapa, 2014).

De acordo com Rodrigues (2000), a qualidade nutritiva de híbridos de sorgo e suas variedades tem pouca variação, entretanto, a época de colheita afeta diretamente a qualidade nutricional. O teor de proteína da forragem diminui drasticamente à medida que a planta se desenvolve, o mesmo acontecendo com a digestibilidade da proteína em função do aumento significativo de fibras. Analisando a qualidade nutritiva do sorgo, têm-se encontrado valores de 9 a 12% de proteína bruta no colmo, 15 a 18% nas folhas e 12 a 16% de proteína bruta na planta inteira.

Pasteris *et al.* (2022) estudaram o sorgo como matéria-prima para a produção de biogás em reatores CSTR com fases. A produção de biogás e o teor de metano com reator de leito de lixiviação e no reator com filtro (dois estágios) foram baixos exatamente após a data de alimentação de cada seção experimental, mas apresentou valores máximos após a primeira semana de operação. Esse resultado demonstra a necessidade de tempo de adaptação do sistema no recebimento do sorgo, sugerindo que a CoDA com um material de fácil degradação seja ideal para o início do processo ocorrer mais rapidamente.

Esses resultados reforçam a importância de avaliar não apenas os aspectos técnico-operacionais da codigestão com sorgo, mas também os impactos econômicos associados ao uso dessa cultura energética. Nesse contexto, a análise de viabilidade econômico-financeira torna-se fundamental para determinar a atratividade do

investimento em sistemas de codigestão anaeróbia com sorgo e dejetos bovinos, especialmente em propriedades rurais que buscam aliar produção energética à gestão eficiente de resíduos.

3.5 Análise de viabilidade econômica

A implementação de sistemas de CoDA com resíduos da bovinocultura de corte e DCE, como o sorgo gigante boliviano, exige não apenas avaliação técnica e operacional, mas também uma análise criteriosa de sua viabilidade econômica. Segundo Casarotto e Kopittke (2008) e Junges *et al.* (2009), antes de tomar qualquer decisão de investimento, é essencial recorrer a estudos de viabilidade econômica bem fundamentados, de forma a reduzir a probabilidade de resultados insatisfatórios e evitar prejuízos decorrentes de escolhas equivocadas. Tal abordagem é fundamental para assegurar que os investimentos necessários resultem em retornos compatíveis com as expectativas do produtor rural ou empreendedor, além de oferecer subsídios para a tomada de decisão quanto à adoção da tecnologia.

A análise de viabilidade econômico-financeira visa estimar o desempenho financeiro do sistema ao longo de sua vida útil, considerando investimentos iniciais em infraestrutura (biodigestores, motogeradores, tanques, sistemas de manejo e armazenagem), custos operacionais (mão de obra, aquisição e processamento de biomassa, manutenção), além das receitas e economias potenciais decorrentes da geração de biogás, substituição de fertilizantes minerais pelo biofertilizante e eventuais créditos ambientais (Meyer *et al.*, 2021).

Diversos estudos têm demonstrado que a CoDA pode ser economicamente atrativa quando DCEs de elevado rendimento por hectare são utilizadas como co-substratos. Montoro *et al.* (2019), por exemplo, avaliaram a CoDA de batata-doce e esterco bovino e observaram ganhos significativos na produção de metano e na qualidade do biofertilizante, com resultados positivos nos indicadores financeiros, como o Valor Presente Líquido (VPL) e a Taxa Interna de Retorno (TIR). De forma semelhante, Damaceno (2018) estudou a CoDA de batata-doce com lodo de abatedouro e concluiu que, apesar do alto investimento inicial, o sistema apresentou retorno financeiro atrativo em médio prazo, devido à alta produção de biogás e à redução no uso de fertilizantes sintéticos. Montoro, Santos e Lucas Junior (2025)

avaliou o uso da batata-doce e da mandioca como DCEs complementares à cama de frango em sistemas de CoDA, visando aumentar a produção de biogás, otimizar a reciclagem de nutrientes e verificar a viabilidade econômica da implantação de biodigestores por produtores avícolas de diferentes portes. Os resultados indicaram que a CoDA proporcionou ganhos significativos na rentabilidade, especialmente para médios e grandes produtores, com aumento nos lucros, variando entre 56% e 275% em comparação com a simples comercialização da cama de frango. A análise estocástica confirmou a viabilidade econômica para esses grupos com 100% de probabilidade, mesmo diante de oscilações nos custos e receitas. Para pequenos produtores, a viabilidade se mostrou dependente da venda de subprodutos, como adubo orgânico, atingindo entre 64,3% e 100% de viabilidade nos cenários simulados. Além disso, a geração de energia renovável nos sistemas avaliados apresentou custo até 80% inferior à média nacional, reforçando o potencial da CoDA como solução eficiente e economicamente atrativa. Mais recentemente, Pereira (2024) avaliou diferentes cenários para a CoDA de duas variedades de abóbora com e sem pré-tratamento térmico e água residuária da suinocultura. Os resultados apontaram que a inserção de moranga crua permite rentabilidade ao projeto, com viabilidade também financeira, superando os riscos do investimento no tempo, com liquidez e superávit, o que, além de atrativo do ponto de vista ambiental, é também do ponto de vista econômico.

A utilização de ferramentas como o VPL, a TIR, e o Período de Retorno do Investimento (*payback*) permite quantificar, de forma objetiva, os potenciais ganhos do empreendimento (Dai *et al.*, 2022; Sokolov, 2023). Esses indicadores, aplicados a diferentes cenários operacionais e econômicos, contribuem para identificar os arranjos mais rentáveis, bem como os principais gargalos que limitam a competitividade da CoDA em escala comercial (Quadro 1).

Além dos benefícios econômicos diretos, os sistemas de CoDA promovem ganhos intangíveis que também devem ser considerados, como a melhoria da gestão ambiental da propriedade (Lee *et al.*, 2019; Subbarao *et al.*, 2023), a conformidade com legislações ambientais e sanitárias (Lamolinara *et al.*, 2022; Kiselev *et al.*, 2024) e o fortalecimento da imagem institucional junto a consumidores e investidores interessados em práticas agropecuárias sustentáveis (Duan *et al.*, 2025).

Dessa forma, a análise de viabilidade econômica constitui uma etapa essencial na estruturação e avaliação de projetos de CoDA. No contexto deste estudo, ela permitirá comparar a performance de diferentes estratégias de CoDA entre sorgo e dejetos bovinos, considerando as particularidades técnico-operacionais de cada tratamento e os reflexos sobre o fluxo financeiro do sistema ao longo do tempo.

Quadro 1 Descrição das equações dos métodos de análises de investimento.

Equação	Descrição das variáveis	Numeração
$FCDj = \sum_{j=1}^n \frac{FCL}{(1+i)^n}$	FCDj = fluxo de caixa descontado; FCL = fluxo de caixa livre do projeto; i = taxa mínima de atratividade; n = período de vida do ativo;	Eq.(4)
$VPL = \sum_{t=1}^n \frac{FCL_t}{(1+i)^t} - FC_0$	VPL = valor presente líquido; FCLt = fluxo de caixa de cada período; i = taxa mínima de atratividade; t = período de vida do ativo; FC ₀ = investimento processado no período zero;	Eq.(5)
$0 = \sum_{t=1}^n \frac{FCL_t}{(1+TIR)^t} - FC_0$	0 = início do projeto; FCLt = fluxos de caixa de cada período; t = período de vida do ativo; TIR = taxa interna de retorno; FC ₀ = investimento processado no período zero;	Eq.(6)
$IL = \frac{\sum_{t=1}^n \frac{FCL_t}{(1+i)^t}}{I}$	IL = índice de Lucratividade; FCL = fluxo de caixas; t = período de vida do ativo; I = investimento;	Eq.(7)

Fonte: Adaptado de Graham e Harvey (2001) e Ross *et al.* (2002).

4 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi estruturado em três etapas sequenciais, descritas nas subseções seguintes. A primeira etapa envolveu um ensaio em regime batelada, realizado em escala de bancada, cujo objetivo foi comparar quatro formas de sorgo gigante boliviano (*in natura* e ensilado, com e sem panícula) adicionadas a dejetos de bovinos de corte, quantificando produção de biogás, rendimento de metano e parâmetros de estabilidade (pH, AV/AT). Os resultados desse ensaio serviram de base para ajustar carga orgânica, proporção de sorgo e estratégia de alimentação adotadas na segunda etapa. Nela, os tratamentos selecionados foram testados em reatores semicontínuos de 60 L, operados em condição mais próxima da realidade de confinamentos, permitindo acompanhamento diário da performance energética e da qualidade do biofertilizante. Por fim, a terceira etapa correspondeu à análise de viabilidade econômica, elaborada a partir dos dados obtidos no ensaio semicontínuo para dimensionar investimentos, custos operacionais e indicadores financeiros (VPL, TIR e payback) nos cenários de monodigestão e codigestão anaeróbia.

4.1 Ensaio batelada

4.1.1 Substratos

O dejetos bovino foi coletado em um confinamento localizado em Santa Tereza do Oeste (PR). O plantel, composto por 750 animais, era alimentado com dieta contendo 60% de volumoso (silagem de grão úmido de milho) e 40% de concentrado (farelo de grãos + núcleo mineral). O piso de concreto impermeável facilita a raspagem diária dos piquetes e a transferência das dejeções (urina + fezes) para as laterais externas, evitando contaminação por solo e assegurando homogeneidade do substrato.

Para o co-substrato energético, utilizaram-se duas cultivares de sorgo gigante boliviano da linha AGRI: S1 – AGRI 001E (com panícula) (Figura 2) e S2 – AGRI 002E (sem panícula) (Figura 3). As plantas foram colhidas manualmente aos 110 dias, dentro dos teores de matéria seca recomendados pelo fornecedor (S1: 25–32%, S2: 24–30%). Após a colheita, o material passou por triturador TR-200 (1,5 CV), obtendo

partículas de aproximadamente 2 cm. Parte dessa biomassa foi usada *in natura*; o restante foi ensilado em tambores de 200 L, dentro de saco plástico preto, compactado camada a camada e tratado com conservante comercial (Fylax®), conforme instruções do fabricante. As silagens permaneceram vedadas por 105 dias, para uso nos tratamentos.



Figura 2 Sorgo gigante boliviano - Agri 001E, Forrageiro com panícula (S1).



Figura 3 Sorgo gigante boliviano - Agri 002E, Biomassa sem panícula (S2).

Os tratamentos e suas características físico-químicas iniciais encontram-se nas Tabelas 1 e 2.

Tabela 1 Descrição dos tratamentos submetidos ao regime de alimentação em batelada.

Tratamento	Composição
DP	Dejeto puro 100% da carga
DS1	Sorgo S1 composito 30% ST da carga + Dejeto composito 70% ST.
DS2	Sorgo S2 composito 30% ST da carga + Dejeto composito 70% ST.
DSS1	Sorgo Silagem S1 composito 30% ST da carga + Dejeto composito 70% ST.
DSS2	Sorgo Silagem S2 composito 30% ST da carga + Dejeto composito 70% ST.

Tabela 2 Caracterização inicial dos tratamentos do ensaio batelada, carga diluída em água.

Parâmetros	Unidade	Tratamentos				
		DP	DS1	DS2	DSS1	DSS2
ST	g.L ⁻¹	52±0,23	51±0,55	53±0,20	52±1,10	51±8,64
SV	g.L ⁻¹	43,61±1,74	42,87±2,53	45,20±2,34	45,08±2,48	44,50±1,98
SF	g.L ⁻¹	8,38±1,97	8,13±3,08	7,80±2,54	6,92±3,58	6,50±10,62
pH	unidade de pH	9,25±0,02	8,8±0,01	8,895±0	7,62±0,04	7,76±0,11
CE	mS.cm ⁻¹	8,745±0,03	6,685±0,26	5,015±0,15	7,555±0,13	6,575±0,26
AP	g CaCO ₃ L ⁻¹	0,8±0,45	0,84±0,05	0,72±0	0,72±0	0,8±0,22
AI	g CaCO ₃ L ⁻¹	0,86±0,42	0,7±0,28	0,58±0,14	1,2±0	1±0,17
AT	g CaCO ₃ L ⁻¹	1,66±0	1,54±0	1,3±0	1,92±0	1,8±0
AV	g.L ⁻¹	1,29±0,08	1,26±0,04	0,89±0,09	1,96±0,05	1,49±0,09
AV/AT	razão	0,77±0,08	0,82±0,04	0,69±0,09	1,02±0,05	0,83±0,09
COT	g.L ⁻¹	19,55±1,74	19,63±2,53	20,20±2,34	20,88±2,48	21,15±1,98
NTK	g.L ⁻¹	1,61±0,19	1,08±0,18	1,13±0,14	1,10±0,12	1,12±0,09
RELAÇÃO C:N	razão	12,15±1,93	18,12±2,71	17,89±2,48	19,05±2,6	18,83±2,07

(média ± desvio padrão dos valores).

4.1.2 Configuração do experimento

Para avaliar o potencial de produção de biogás, potencial de produção de metano e eficiência do processo, MonoDA e CoDA foram conduzidas em reatores de bancada, idênticos, com volume de trabalho de 6 litros (Figura 4) e 5% de sólidos totais (ST), operando em regime batelada em temperatura controlada (37 °C ±2) em banho-maria.

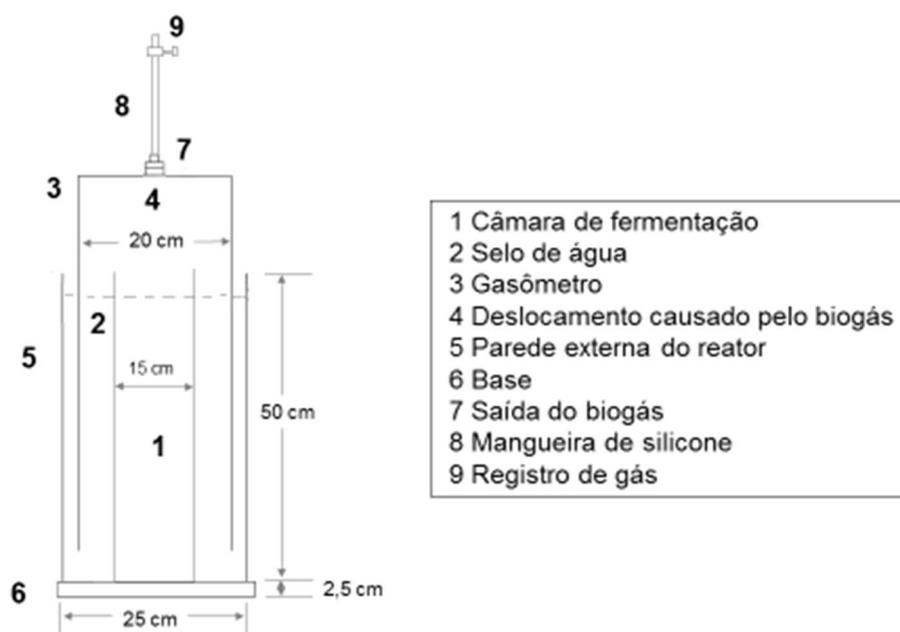


Figura 4 Desenho esquemático em corte transversal do reator modelo batelada.

O ensaio estendeu-se por 369 dias e foi encerrado quando a produção diária de biogás ficou abaixo de 1% do volume acumulado, seguindo o critério de estabilidade operacional recomendado pela norma alemã VDI-4630. O volume de gás foi medido por deslocamento em gasômetro calibrado e posteriormente corrigido para condições normais de temperatura e pressão (0 °C, 1 atm), a diluição das cargas foi realizada com água sem cloro.

4.1.3 Métodos analíticos

As amostras das cargas de alimentação, dos substratos isolados e dos efluentes finais foram caracterizadas por análises físico-químicas segundo procedimentos consolidados:

Série de sólidos: Os teores de ST, SV e SF foram determinados pelos métodos gravimétricos 2540 B e 2540 E (APHA, 2012), envolvendo secagem em estufa e calcinação em mufla. O COT foi estimado dividindo os SV por 1,8, conforme Carmo e Silva (2012).

Parâmetros de processo: pH e condutividade elétrica (CE) foram medidos em triplicata com pH-metro (Tecnal TEC-3MP) e condutivímetro de bancada (mCA 150, MS Tecnopon). Para amostras sólidas (DP, S1, S2, DSS1, DSS2), preparou-se suspensão 1:5 (p/v) agitada por 30 min. A alcalinidade parcial (AP), intermediária (AI) e acidez volátil (AV) foram obtidas por titulação segundo Ripley *et al.* (1986). O nitrogênio total Kjeldahl (NTK) foi determinado por digestão sulfúrica seguida de destilação em aparelho de Kjeldahl e titulação com H_2SO_4 $0,0025 \text{ mol L}^{-1}$ (APHA, 2012). Para o nitrogênio amoniacal, adotou-se o mesmo procedimento, porém sem etapa de digestão. Para a determinação do fósforo, potássio e cátions metálicos, as amostras foram digeridas em mistura nítrico-perclórica 3:1 sob aquecimento. O fósforo foi quantificado por espectrofotometria UV-VIS (Femto 700 Plus) a 725 nm; o potássio por fotometria de chama (Digimed DM-62). A mesma digestão foi utilizada para determinar Mg, Ca e Na por espectrometria de absorção atômica (Embrapa, 2009). A relação C:N foi calculada com base em COT e NTK.

Ácidos graxos voláteis: Láctico, fórmico, acético, propiônico e butírico foram analisados por Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (HPLC) (Shimadzu 2010) com coluna Aminex HPX-87H (Bio-Rad) a $64 \text{ }^\circ\text{C}$, fase móvel H_2SO_4 $0,005 \text{ M}$ ($0,5 \text{ mL min}^{-1}$) e injeção de $20 \text{ } \mu\text{L}$, seguindo Penteado *et al.* (2013). Amostras filtradas ($0,2 \text{ } \mu\text{m}$) foram acidificadas com H_2SO_4 2 M ;

Composição do biogás: As frações de H_2 , CH_4 e CO_2 foram determinadas em cromatógrafo a gás CG-2010 (Shimadzu) com detector de condutividade térmica, coluna Carboxen 1010 PLOT ($30 \text{ m} \times 0,53 \text{ mm}$) e argônio como gás de arraste. O injetor e o detector operaram a $220 \text{ }^\circ\text{C}$ e $230 \text{ }^\circ\text{C}$, respectivamente; a coluna foi aquecida a $130\text{--}135 \text{ }^\circ\text{C}$ a $46 \text{ }^\circ\text{C min}^{-1}$. A calibração usou padrão de biogás (2% O_2 , 8% N_2 , 55% CH_4 , 35% CO_2) e padrão de H_2 .

4.1.4 Análise Estatística

O experimento foi conduzido usando um delineamento inteiramente casualizado. Os dados foram analisados e comparados utilizando análise de variância (ANOVA) seguida pelo teste de comparação de médias Tukey (p 0,05) no programa estatístico Sisvar (Ferreira, 2011). As variáveis, ST, SF, SV, COT, pH, NTK, P, K, Ca, Na, N amoniacal (mg.L^{-1}), AV ($\text{mg CaCO}_3.\text{L}^{-1}$), razão AV/AT, CE (mS cm^{-1}), ácido

acético, ácido propiônico, ácido butírico e ácido fórmico, foram estudadas em conjunto usando técnicas de análise multivariada com o auxílio do programa Minitab v21. Para o agrupamento de tratamentos, empregou-se análise de clusters com matriz de distâncias euclidianas e método hierárquico de ligação média; a estrutura de correlação entre variáveis foi explorada por análise de componentes principais (ACP).

4.2 Ensaio semicontínuo

4.2.1 Origem e preparo dos substratos

Os substratos empregados nos reatores semicontínuos (dejeito bovino de corte e silagem dos sorgos S1 e S2) foram obtidos das mesmas fontes e sob os mesmos procedimentos de coleta, preparo e caracterização descritos na Seção 4.1.1 (ensaio batelada). Para garantir uniformidade ao longo de toda a operação semicontínua, uma única remessa de silagem, previamente preparada e estocada, foi fracionada e armazenada em freezer, sendo descongelada apenas na véspera de cada alimentação diária. O dejeito fresco foi coletado no confinamento, homogeneizado e fracionado em porções calculadas para suprir 70% dos ST da carga diária correspondente a 3% de ST nos reatores. As amostras foram acondicionadas em sacos selados e armazenadas em freezer (-18 °C). Cada porção foi descongelada na véspera da alimentação. Dessa forma, foram mantidas a origem e a composição físico-química dos substratos do ensaio batelada, assegurando comparabilidade entre os dois regimes operacionais.

4.2.2 Inóculo

Os reatores foram totalmente preenchidos com o inóculo (biofertilizante proveniente de um digestor alimentado com dejetos de vacas leiteiras). Após o final da produção remanescente de biogás, iniciou-se a alimentação diária com 2 L dia⁻¹, adotando-se um tempo de retenção hidráulica de 30 dias; a carga foi incrementada gradualmente até atingir as condições de regime estabelecidas, conforme descrito na Seção 4.2.4.

4.2.3 Reatores semicontínuos

Os reatores (Figura 5) consistiram em câmaras horizontais de PVC com volume útil de aproximadamente 60 L, alimentadas e descarregadas por tubos em “U” que evitam refluxo. O biogás gerado é conduzido por mangueira de silicone a um gasômetro inverso com selo d’água, onde o deslocamento vertical indica diretamente o volume produzido. Todas as unidades compartilham o mesmo desenho hidráulico e sistema de medição, operando a $38 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ por meio de manta térmica com termostato.

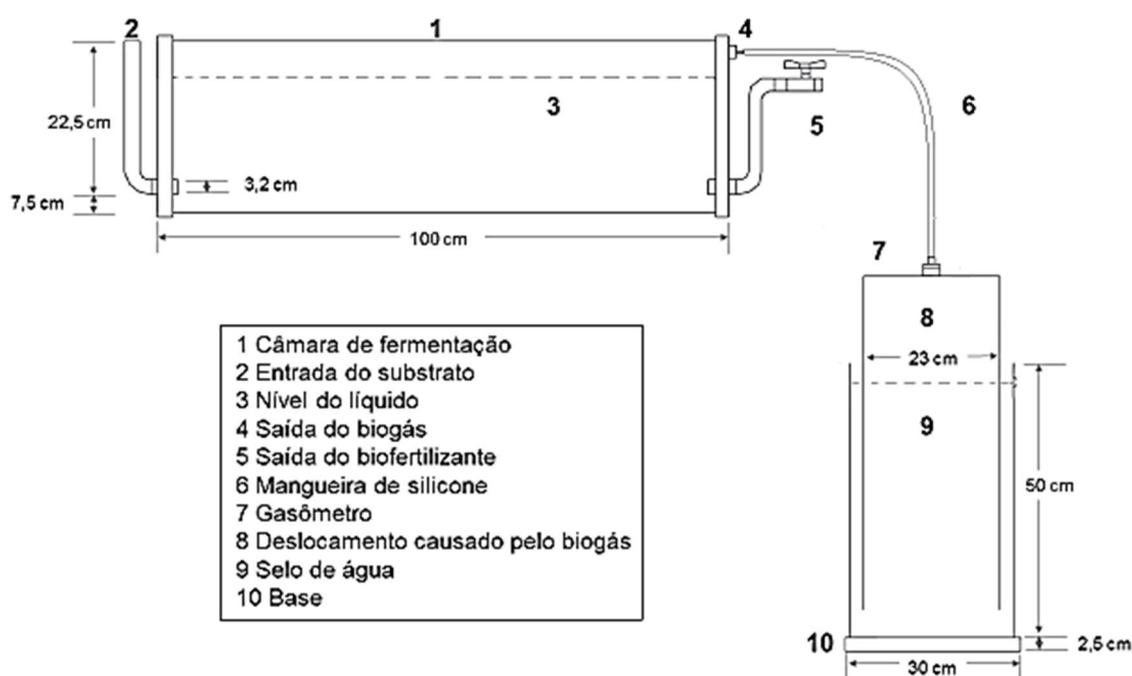


Figura 5 Desenho esquemático do corte transversal do reator modelo semicontínuo.

4.2.4 Tratamentos

Foram avaliados os tratamentos considerados mais coerentes para a análise no experimento semicontínuo (Tabela 3), já os tratamentos do sistema batelada que tiveram o sorgo *in natura* em sua composição não foram adotados devido à sua logística dificultada pela colheita e processamento diário da carga de abastecimento em uma planta de tamanho real.

Tabela 3 Descrição dos tratamentos submetidos ao regime de alimentação semicontínuo.

Tratamento	Composição
DP	Dejeto 100% ST da carga
DSS1	Sorgo Silagem S1 compondo 30% ST da carga + Dejeto compondo 70% ST
DSS2	Sorgo Silagem S2 compondo 30% ST da carga + Dejeto compondo 70% ST

A alimentação diária fixou-se em 2 L por reator, assegurando tempo de retenção hidráulica de 30 dias e concentração final de 3% de ST, sendo que o sorgo respondeu por 30% dos ST nos tratamentos DSS1 e DSS2.

Após o período inicial apenas com inóculo, a carga foi introduzida de forma progressiva, como detalhado a seguir:

- Fase de aclimatação I: 30 dias a 1,5% ST (2 L d^{-1});
- Fase de progressão de carga: Incrementos semanais de 0,5% ST até atingir 7 dias com 3%;
- Fase aclimatação II: após passar 7 dias com 3% ST, os reatores foram alimentados por 30 dias para aclimatação à nova carga;
- Fase experimental: após a fase de aclimatação II, os reatores foram alimentados por mais 35 dias a 3% ST (taxa de carga orgânica de $3,0 \text{ gSTL}^{-1}\text{d}^{-1}$), totalizando 116 dias. Os resultados dessa fase foram utilizados para calcular as produções específicas de biogás e metano.

Cada tratamento foi conduzido em um único reator de 60 L, tomando como repetições, amostras coletadas diariamente que componham uma amostra composta semanal. As medições diárias foram consideradas observações repetidas no tempo, usadas para avaliar a estabilidade do processo e calcular indicadores médios (rendimento específico de biogás, teor de CH_4 , AV/AT). Comparações entre tratamentos basearam-se nesses valores médios acumulados, interpretadas de forma descritiva.

4.2.5 Monitoramento de biogás

O volume de biogás foi medido diariamente pelo deslocamento do tubo interno e padronizado nas condições normais de temperatura e pressão por meio da Equação 4.

$$V_0 = V \cdot \frac{(P_L - P_W) \cdot T_0}{P_0 \cdot T} \quad \text{Eq. (8)}$$

Em que:

V_0 = volume de biogás padronizado (mL);

V = volume de biogás registrado (mL);

P_L = pressão atmosférica no momento do registro (mbar);

P_W = pressão de vapor da água (mbar);

T_0 = temperatura normalizada (273 K);

P_0 = pressão normalizada (1,013 mbar);

T = temperatura ambiente (K).

A composição (H_2 , CH_4 e CO_2) foi determinada em GC-TCD (Shimadzu GC-2010, coluna Carboxen 1010 PLOT, argônio de arraste). Produções específicas de biogás (PEB) e de metano (PEM) foram expressas em $L \text{ kg}^{-1} \text{ ST e SV}$.

A pressão de vapor de água (P_w) também foi considerada, pois ela superestima entre 2 e 8% o volume do biogás produzido em condições normais de temperatura e pressão (Strömberg; Nistor; Liu, 2014). O cálculo da pressão de vapor de água foi realizado por meio da equação de Antoine (Equação 5), que considera a temperatura ambiente (T).

$$P_W = 10^{8,1962 - \frac{1730,63}{T - 39,724}} \quad \text{Eq. (9)}$$

Ao final do período de coleta amostral do experimento, os dois reatores alimentados em regime de CoDA foram abertos de maneira que se pôde fazer a retirada do material flutuante fibroso decorrente do sorgo utilizado no abastecimento. Com a remoção, sua massa e teor de sólidos foram analisados para indicar uma solução para a flotação de material.

4.2.6 Análises físico-químicas

As determinações de ST, SV, SF, pH, CE, alcalinidade (PA, AI), AV, NTK, COT, macronutrientes (P, K, Ca, Mg, Na) e AV/AT seguiram exatamente os procedimentos descritos na Seção 4.1.3. Para o ensaio semicontínuo, incluíram-se duas análises:

Amônia livre: Fração NH_3 calculada a partir de N- NH_3 total, temperatura média do reator e pH, conforme equação proposta por Anthonisen *et al.* (1976) (Equação 6).

$$\text{Amônia livre (mgL}^{-1}\text{)} = \frac{17}{14} \cdot \frac{(\text{N}-\text{NH}_4^+).10^{\text{pH}}}{e^{\frac{6344}{273+\text{T}(c^\circ)}+10^{\text{pH}}}}$$

Eq.(10)

4.2.7 Análise estatística

Cada tratamento foi conduzido em um único reator, de modo que o estudo não dispõe de repetições biológicas. As medições diárias foram, portanto, consideradas observações repetidas no tempo dentro de cada reator e utilizadas para caracterizar a dinâmica do processo. Para cada variável (p. ex. produção específica de biogás e CH₄, pH, AV/AT), calculou-se a média e o desvio-padrão nos 30 dias finais de operação estável. Os dados foram analisados e comparados utilizando análise de variância (ANOVA) seguida pelo teste de comparação de médias Tukey (p 0,05) no programa estatístico Sisvar (Ferreira, 2011). As variáveis AV, AT, AV/AT, N, NAT, AL, PEM, PEB, C:N, Ph, K e %CH₄ foram estudadas em conjunto, usando técnicas de análise multivariada com o auxílio do programa Minitab v21. Para o agrupamento de tratamentos, empregou-se análise de clusters com matriz de distâncias euclidianas e método hierárquico de ligação média; a estrutura de correlação entre variáveis foi explorada por análise de componentes principais (ACP).

4.3 Análise de viabilidade econômica

Com base nos resultados do ensaio semicontínuo, realizou-se a análise de viabilidade econômica do investimento em um sistema de biodigestão anaeróbia para avaliar se a geração de biogás e biofertilizante traz retornos financeiros a partir da codigestão anaeróbia de dejetos bovinos de corte (DP) com silagem de sorgo gigante boliviano com panícula (SS1). Considerou-se apenas os cenários DP (monodigestão) e DSS1 (codigestão), pois a opção DSS2 apresentou desempenho técnico inferior ao controle, inviabilizando seu prosseguimento.

Para construção dos dois cenários a serem analisados, tomou-se como base um confinamento de 1.100 animais, responsável pela geração diária de 14,3 t de dejetos. No cenário de CoDA, 30% dos sólidos totais (ST) da carga corresponderam

à silagem SS1, mantendo a alimentação do biodigestor em 3% ST, completada com água de diluição. Em função da composição de cada cenário, foram calculados os volumes dos reatores anaeróbios e as potências dos motogeradores. O detalhamento dos parâmetros adotados para os cálculos realizados encontra-se na Tabela 4, assim como o preço dos reatores e a manutenção anual desse preço (equivalente a 1% do valor da planta). No conjunto de biodigestão, é substituída a vinimanta a cada 5 anos de operação, o que gera um custo de operação adicional de R\$220.000,00.

Tabela 4 Estimativas de volume de silagem utilizada e tamanho e preço dos biodigestores para a análise de viabilidade econômica.

Cenário (Trat.)	Quant. DP	ST carga	ST MN silagem	Quant. Silagem S1 MN	ST no biodigestor (3%ST)	Carga de abastecimento	Volume do biodigestor	Volume do biodigestor comercial	Preço comercial	Manutenção
	(Kg.d ⁻¹)	(%)	(%)	(Kg. d ⁻¹)	(Kg)	(L.d ⁻¹)	(m ³)	(m ³)	(R\$)	(R\$)
DP	14.300	23	#	0,0	3.289	109.633,33	3.289	3.500	498.000	4.980
DSS1	14.300	24,7	28,68	4.914,82	4.698,57	156.619,04	4.698,57	5.000	760.000	7.600

A análise de viabilidade econômica foi realizada utilizando o método do fluxo de caixa descontado (FCDj) (Copiello, 2016). Os gastos de implantação do sistema, os custos operacionais e as receitas foram organizados em fluxos de caixa livre por um período de 15 anos. Os fluxos de caixa dos dois cenários (DP e DSS1) foram descontados a uma taxa mínima de atratividade de 15%, referência à taxa básica de juros brasileira (Banco Central, 2025).

Para construção dos fluxos de caixa de cada cenário e estimativa dos gastos com o sistema, foram realizados orçamentos dos biodigestores e dos motogeradores, os quais foram obtidos junto a empresa especializada, com valores atualizados para julho de 2025 (Tabela 5).

Tabela 5 Período de trabalho, potência e preço do conjunto de motogeradores.

Tratamentos	Período de funcionamento do conjunto de motores (horas)	Preço dos motores (R\$)	Motor Kva	Custo de manutenção (R\$)
DP	17,85	350.000,00	1x165	7.492,0
DSS1	21,22	620.000,00	1x94 1x165	17.812,24

Os custos operacionais anuais englobaram depreciação, manutenção e mão de obra.

Para depreciação, considerou-se uma vida útil de 10 anos para biodigestores, motogeradores e infraestrutura elétrica. A manta plástica dos reatores foi estimada para substituição a cada 5 anos, conforme especificação do fabricante. A depreciação desses equipamentos, entretanto, não foi lançada no fluxo de caixa livre, pois o projeto adota o regime tributário de Lucro Presumido, no qual a depreciação não é dedutível de IRPJ e CSLL. A seguir, temos outros custos levados em consideração no processo:

Manutenção de Motogeradores: custos anuais de lubrificantes, troca de óleo e filtros, além de substituição de correias e rolamentos; prevista uma revisão geral (retífica) no quinto ano;

Manutenção dos Biodigestores: considerou-se 1% do valor de aquisição ao ano, conforme orientação do fabricante;

Operação e mão de obra: Considerou-se um operador dedicado às rotinas diárias (acionamento do motor-gerador, limpeza e conservação), incluindo encargos trabalhistas e Equipamentos para Proteção Individual (EPIs), adotando o salário anual de R\$22.283,28 e mais custos anuais com EPIs de R\$1.172,16.

Custo variável da CoDA: Para o cenário DSS1, incluiu-se o custo de produção da silagem de sorgo gigante boliviano com panícula (S1). Adotou-se produtividade média de 50 t ha⁻¹ (Furlan, 2025) e custo de cultivo de R\$ 8.063,15 ha⁻¹ (FAEG, 2022 – valores atualizados), resultando em R\$ 161,26 t⁻¹ de silagem (Tabela 6).

Todos esses componentes foram organizados em fluxos de caixa anuais, permitindo a estimativa de VPL, TIR e payback para os cenários DP e DSS1.

Tabela 6 Quantidade anual de sorgo, necessidade de área cultivada e custo anual de produção.

Tratamentos	Quantidade de SS1 anual (ton)	Área plantada de S1 (ha)	Rendimento (t.ha ⁻¹)	Custo anual de produção (R\$)
DP	-	-	-	-
DSS1	1.793,91	35,88	50	289.291,26

Com base nos rendimentos específicos de biogás obtidos no ensaio semicontínuo, a geração potencial de eletricidade foi estimada multiplicando-se o volume de biogás por 1,8 kWh m⁻³, fator de conversão típico para motogeradores a biogás. Essa energia elétrica foi considerada como receita indireta do sistema, pois expressa a economia ao produtor decorrente da substituição da eletricidade da rede.

Para tal, utilizou-se a média das tarifas de energia elétrica cobradas nos 26 estados brasileiros no primeiro semestre de 2024, para a categoria “consumidor do Grupo B2/Convencional Rural”, isto é, R\$ 0,85 por KWh com impostos (ANEEL, 2025), conforme Tabela 7.

Tabela 7 Produção, conversão e receita pelo biogás.

Tratamentos	Potencial de produção (m ³ biogás.kgST ⁻¹)	Produção de biogás (m ³ dia ⁻¹)	Conversão energética (Kwh dia ⁻¹)	Receita energia elétrica (R\$ ano ⁻¹)
DP	0.2984	981,68	1.767,0	548218,99
DSS1	0.4064	1909,59	3.437,26	1066411,25

A valoração do biofertilizante baseou-se nas concentrações experimentais de nitrogênio total, fósforo e potássio. As quantidades desses macronutrientes foram convertidas em equivalentes comerciais de sulfato de amônio, superfosfato simples e cloreto de potássio, respectivamente. Para a monetização, adotaram-se os preços médios de mercado de julho de 2025: R\$ 975,75 t⁻¹ para o sulfato de amônio, R\$ 1.918,00 t⁻¹ para o superfosfato simples e R\$ 2.076,85 t⁻¹ para o cloreto de potássio (Tabela 8). O valor obtido representa a economia potencial na aquisição desses fertilizantes químicos.

O cálculo detalhado para o cenário de codigestão (DSS1) encontra-se no Apêndice A.

Tabela 8 Produção, conversão e receita nutricional via biofertilizante.

Tratamentos	NTK	P	K	Sulfato de amônio	Super simples	Cloreto de potássio	Receita do sulfato de amônio	Receita do supersimples	Receita do cloreto de potássio	Receita biofertilizante
	kg dia ⁻¹	kg dia ⁻¹	kg dia ⁻¹	Ton. ano ⁻¹	Ton. ano ⁻¹	Ton. ano ⁻¹	R\$ ano ⁻¹	R\$ ano ⁻¹	R\$ ano ⁻¹	R\$ ano ⁻¹
DP	45,58	9,94	2,51	83,19	46,14	1,83	82.831,7	88.495,1	3.808,7	175.135,4
DSS1	30,13	7,55	3,48	54,99	35,05	2,54	54.760,5	67.228,1	5.280,7	127.269,3

Kg de nitrogênio total para kg de sulfato de amônio = $(N*20)/100$

Kg de fósforo para kg de superfosfato simples = $((P * 2,29)*100)/18$

Kg de potássio para kg de cloreto de potássio = $((K * 1,20548)*100)/60$

A avaliação da rentabilidade dos investimentos foi realizada por meio dos seguintes indicadores: Período de Retorno do Investimento com Desconto (Payback descontado), Valor Presente Líquido (VPL), Taxa Interna de Retorno (TIR) e Índice de Lucratividade (IL), conforme descrito no Quadro 1 (Graham; Harvey, 2001; Ross *et al.*, 2002). A taxa de desconto adotada foi de 15%, seguindo Selic em vigor no período em que a viabilidade econômica foi realizada.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Ensaio batelada

5.1.1 Caracterização dos substratos

Na composição dos tratamentos (Tabela 2), destaca-se que a mistura de silagem de sorgo com panícula (DSS1) apresentou acidez volátil inicial de 1,96 g $\text{CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, assim como a sua relação AV/AT de 1,02, sugerindo ambiente já propenso à instabilidade. Por outro lado, o tratamento DS1, com sorgo *in natura*, iniciou com condições mais equilibradas: AV de 1,26 g $\text{CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, pH 8,8 e CE de 6,685 $\text{mS} \cdot \text{cm}^{-1}$, características mais adequadas à atuação de microrganismos metanogênicos (McCarty; McKinney, 1961).

5.1.2 Desempenho na produção de biogás e estabilidade do processo

Essas condições iniciais refletem diretamente na produção de biogás e metano (Tabela 9). Os tratamentos com sorgo *in natura* (DS1 e DS2) e a MonoDA (DP) apresentaram desempenhos semelhantes em produção volumétrica total de biogás e metano. Em contrapartida, o tratamento com silagem DSS1 teve desempenho inferior em todos os parâmetros avaliados.

Tabela 9 Produção volumétrica total de biogás e metano, e produções específicas dos tratamentos do ensaio batelada.

TRAT	PVT do biogás (m^3)	PVT de CH_4 (m^3)	PEB($\text{L} \cdot \text{kgSV}^{-1}$)	PEM($\text{L} \cdot \text{kgSV}^{-1}$)	PEB/ m^3 de reator	PEM/ m^3 de reator	CH_4 (%)
DP	0,115 a	0,087 a	0,436 a	0,331 ab	1,90 ab	1,445 a	76,06 a
DS1	0,123 a	0,092 a	0,480 a	0,356 a	2,05 a	1,529 a	74,33 a
DS2	0,148 a	0,113 a	0,544 a	0,415 a	2,46 a	1,876 a	76,20 a
DSS1	0,011 b	0,009 b	0,042 b	0,033 b	0,19 b	0,148 b	78,24 a
DSS2	0,128 a	0,105 a	0,477 a	0,391 a	2,12 a	1,741 a	81,97 a
CV (%)	24,6	22,3	22,3	24,5	23,3	22,3	5,5

DP: dejetos puros (MonoDA). DS1: CoDA entre DP+sorgo sem panícula. DS2: CoDA entre DP+sorgo com panícula. DSS1: CoDA entre DP+sorgo sem panícula ensilado. DSS2: CoDA entre DP+sorgo com

panícula ensilado. Valores médios seguidos por letras diferentes em uma coluna são significativamente diferentes por teste de Tukey ($p < 0,05$). PVT - Produção volumétrica total. PEB - Produção específica de biogás; PEM - Produção específica de metano.

O tratamento DSS1 teve o menor rendimento em volume de biogás, indicando que a codigestão dos materiais não teve sucesso. Os dados da Tabela 10 demonstram o acúmulo de ácido acético e o acúmulo elevado de ácido propiônico. McCarty e Brosseau (1963) relatam que o acúmulo de ácidos afeta diretamente no processo de digestão na fase metanogênica, assim que os ácidos voláteis atingem $0,6 \text{ g.L}^{-1}$, salvo se a faixa de pH estiver perto da neutralidade, então a tolerância passa a ser aproximadamente $0,8 \text{ g.L}^{-1}$. Além da fase metanogênica, a fase de acidogênese também é afetada, caso o acúmulo de ácido chegue em 4 g.L^{-1} (McCarty; McKinney, 1961). No caso do tratamento DSS1, além da faixa de ácidos estar acima, o pH estava muito abaixo da faixa de neutralidade; ambas as características acarretaram a deficiência em duas fases do processo de digestão (acidogênese e metanogênese), justificando o seu baixo rendimento.

Tabela 10 Acúmulo de ácidos voláteis no biofertilizante dos tratamentos do ensaio batelada.

Tratamentos	Ácido				
	Lático	Ácido Fórmico	Ácido Acético	Ácido Propiônico	Ácido Butírico
	g.L^{-1}				
DP	0	0	0	0.51	0
DS1	0	0	0	0.74	0
DS2	0	0	0	0.4	0
DSS1	0	0	2.81	4.07	0
DSS2	0	0	0.98	1.31	0.22

DP: dejetos puros (MonoDA). DS1: CoDA entre DP+sorgo sem panícula. DS2: CoDA entre DP+sorgo com panícula. DSS1: CoDA entre DP+sorgo sem panícula ensilado. DSS2: CoDA entre DP+sorgo com panícula ensilado.

A Figura 6 ilustra a produção específica ao longo dos 369 dias de operação. Observa-se que DSS1 teve um baixo rendimento ao longo do período estudado, cessando atividade do processo após apenas 5 dias de produção, no qual teve o maior pico de produção de PEB comparado aos demais tratamentos. Em contraste, DP e DS1, DS2 e DSS2 atingiram picos de produção mais lentos, porém conseguiram seguir o processo de biodigestão até o final. A curva do tratamento DS2 apresentou

padrão intermediário na produção de biogás e se destacou na curva de PEM, enquanto DSS2 demonstrou uma ativação metanogênica rápida, porém decaindo na produção a partir do dia 105, tendo reativação da atividade microbiana por um período iniciando no dia 277, produzindo gás por mais 60 dias.

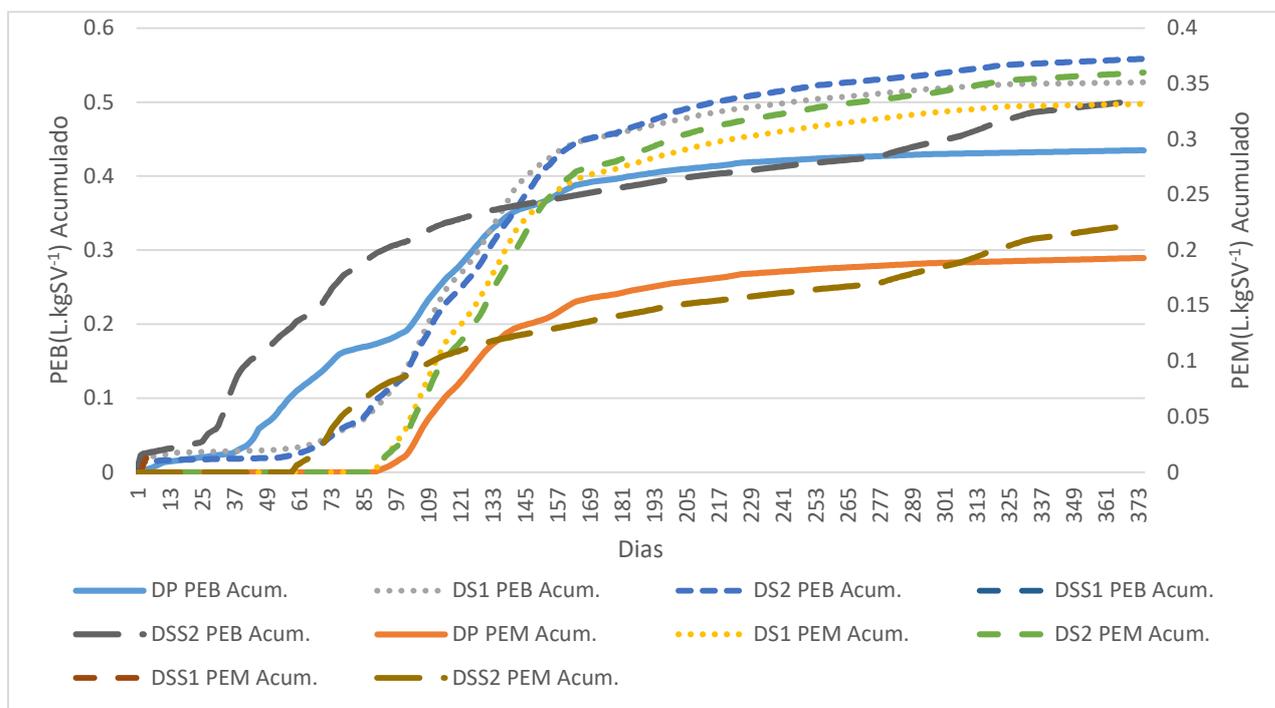


Figura 6 Produção específica acumulada de biogás e metano no experimento batelada no período de 375 dias de operação.

No tratamento DSS1, observou-se acúmulo expressivo de ácidos graxos voláteis, como o ácido acético e propiônico, enquanto em DSS2 o principal entrave foi o teor de SV que foram consumidos rapidamente no sistema, o que implicou em uma produção inconstante de biogás, como mostrado na Figura 6. O pH do DSS2 (Tabela 11) manteve-se fora da faixa ideal durante parte da fase inicial, sendo que o pH ótimo para a hidrólise e acidogênese varia entre 5,2 e 6,4, enquanto, para a metanogênese, situa-se entre 6,7 e 7,5. Além disso, entre as arqueas metanogênicas, as acetoclásticas são mais sensíveis às variações de pH que as hidrogenotróficas. Como consequência, o acetato produzido durante a digestão é oxidado por bactérias homoacetogênicas, resultando em CO₂ e H₂. Esses compostos são utilizados como substrato pelas arqueas metanogênicas hidrogenotróficas, que respondem por aproximadamente 30% da produção de metano (Kunz *et al.*, 2019). Isso explica a menor eficiência geral nos tratamentos com silagens.

Esses padrões refletem maior estabilidade operacional nos tratamentos com dejetos puros e sorgo *in natura*, e acentuada instabilidade nos tratamentos com silagem.

A combinação entre o perfil químico das silagens e as condições iniciais do reator levou ao colapso parcial do sistema DSS1, enquanto DS1 e DP demonstraram estabilidade e boa adaptação da microbiota. Esses achados reforçam que, em sistemas de operação em batelada, a qualidade inicial dos substratos é determinante para o sucesso do processo de digestão anaeróbia, sobretudo quando se considera o uso de culturas energéticas ensiladas.

A estabilidade do processo de DA está diretamente relacionada ao equilíbrio entre a produção de ácidos graxos voláteis (AGVs) e a capacidade tamponante do sistema, representada pela alcalinidade total (AT) (Aquino; Chernicharo, 2005). Quando a produção de AGVs supera essa capacidade, o pH do meio reduz drasticamente, comprometendo a atividade das arqueas metanogênicas e, conseqüentemente, a eficiência da DA. De acordo com Fonoll *et al.* (2015), a razão AV/AT deve situar-se entre 0,3 e 0,8 para garantir condições operacionais estáveis. Valores superiores a 1,0 indicam alto risco de acidificação e falhas no processo.

O tratamento DSS1 apresentou a maior razão AV/AT (> 2,0), evidenciando severo desequilíbrio (Tabela 11). Essa condição, somada à baixa alcalinidade parcial, levou ao acúmulo de ácidos orgânicos e conseqüente queda acentuada na produção de biogás (Tabela 11). Em contraste, os tratamentos DP e DS1 mantiveram a razão AV/AT dentro da faixa ideal, com pH final acima de 8,0 e alcalinidade total superior a 6,4 g CaCO₃.L⁻¹, demonstrando maior estabilidade e adaptação da microbiota, resultando em melhor desempenho global do processo.

Tabela 11 Alcalinidade total, acidez volátil, Relação AV/AT e pH dos tratamentos do experimento batelada.

Tratamento	AT	AV	Relação AV/AT	pH
DP	7,05 a	1,52 b	0,22 b	8,47 a
DS1	6,44 a	1,17 b	0,18 b	8,31 a
DS2	4,59 b	0,42 c	0,08 b	8,16 a
DSS1	2,37 c	4,70 a	2,02 a	5,93 b
DSS2	2,57 c	0,36 c	0,14 b	1,47 c
CV(%)	15,84	23,34	27,82	9,24

DP: dejetos puros (MonoDA). DS1: CoDA entre DP+sorgo sem panícula. DS2: CoDA entre DP+sorgo com panícula. DSS1: CoDA entre DP+sorgo sem panícula ensilado. DSS2: CoDA entre DP+sorgo com

panícula ensilado. Valores médios seguidos por letras diferentes em uma coluna são significativamente diferentes por teste de Tukey ($p < 0,05$).

Ao comparar os resultados entre os substratos *in natura* (DS1 e DS2) e suas respectivas versões ensiladas (DSS1 e DSS2), observa-se um efeito claro e negativo da ensilagem sobre a estabilidade do processo. A silagem introduziu ao sistema uma carga adicional de ácidos orgânicos resultantes da fermentação láctica, como ácido acético e propiônico, os quais se somaram aos ácidos voláteis produzidos durante a DA. Essa sobrecarga ácido-base contribuiu para a acidificação do meio e inibição das fases metanogênicas, especialmente no DSS1, onde o sistema colapsou parcialmente.

Embora a ensilagem seja uma prática necessária para conservação da biomassa em sistemas produtivos reais, seus efeitos sobre o equilíbrio químico do reator não podem ser ignorados. Como alternativa, sugere-se a redução da proporção de silagem na mistura, por exemplo, diminuindo de 30% para 10 ou 15% dos sólidos totais da carga, ou ainda a implementação do uso de um biofertilizante de saída do mesmo reator, visando neutralizar parcialmente a acidez introduzida pela silagem (Solli *et al.*, 2014).

Outra limitação para a interpretação dos resultados está relacionada ao regime operacional adotado. O experimento foi conduzido em sistema de batelada, em que o substrato é inserido uma única vez e não há reposição ou recirculação do efluente, favorecendo o acúmulo de ácidos e compostos inibitórios ao longo do tempo. Em sistemas semicontínuos ou contínuos, especialmente com uso de reutilização do biofertilizante, esses efeitos podem ser atenuados, possibilitando maior diluição e tamponamento, e favorecendo a adaptação microbiológica ao substrato ensilado (Fuess *et al.*, 2023).

5.1.3 Recuperação de macronutrientes

A análise da Tabela 12 mostra que a MonoDA do dejetos puro (DP) resultou nos maiores teores de todos os macronutrientes analisados, considerando o biofertilizante final, em comparação com os tratamentos de CoDA. Essa diferença pode ser atribuída, principalmente, à diluição do dejetos bovino decorrente da adição de biomassa vegetal (sorgo), a qual apresenta menor concentração de macronutrientes

por unidade de massa. Assim, a redução observada nos teores dos macronutrientes não reflete necessariamente perdas no processo digestivo, mas, sim, a menor carga inicial de nutrientes no substrato total.

Tabela 12 Concentração de macronutrientes primários (Nitrogênio - NTK, Fósforo - P e Potássio - K) e secundários (Cálcio - Ca e Magnésio - Mg) no biofertilizante do processo batelada.

Tratamentos	NTK	P	K	Ca	Mg
g kg ⁻¹					
DP	31,6 a	3,14 a	48,3 a	98,0 a	1,20 a
DS1	29,4 ab	2,97 ab	43,0 a	77,3 b	1,20 a
DS2	24,4 bc	2,62 b	39,2 a	85,3 ab	1,19 a
DSS1	20,7 c	1,64 c	18,2 b	73,0 b	1,10 b
DSS2	30,7 a	2,7 ab	22,2 b	76,7 b	1,16 ab
CV(%)	7,30	6,50	14,2	6,51	2,30

DP: dejetos puros (MonoDA). DS1: CoDA entre DP+sorgo sem panícula. DS2: CoDA entre DP+sorgo com panícula. DSS1: CoDA entre DP+sorgo sem panícula ensilado. DSS2: CoDA entre DP+sorgo com panícula ensilado. Valores médios seguidos por letras diferentes em uma coluna são significativamente diferentes por teste de Tukey (p 0,05).

Adicionalmente, os resultados não evidenciam um padrão claro quanto ao efeito da forma da biomassa (fresca ou ensilada). Em alguns casos, a biomassa ensilada apresentou resultados superiores (como DSS2 para NTK), enquanto em outros a biomassa fresca teve desempenho semelhante ou melhor (como DS1 para P, K e Mg). Isso indica que, no contexto de um ensaio em batelada, o fator predominante sobre a composição do biofertilizante final é a proporção relativa entre dejetos e biomassa vegetal, mais do que o tipo ou o estado da biomassa.

Vale destacar que o uso de sistema batelada limita a avaliação da eficiência real de recuperação e disponibilização de nutrientes ao longo do tempo. Estudos conduzidos em reatores contínuos, com alimentação e retirada regulares, poderiam fornecer uma visão mais robusta da qualidade agrônômica dos biofertilizantes obtidos por diferentes estratégias de CoDA.

A menor concentração de macronutrientes observada no tratamento DSS1 pode estar associada à baixa eficiência do processo de DA, conforme evidenciado na Tabela 4. Esse tratamento apresentou os menores valores de produção volumétrica de biogás e metano, bem como os menores rendimentos específicos por kgSV e por

m³ de reator. Esses resultados indicam que a matéria orgânica presente na biomassa ensilada sem panícula não foi eficientemente convertida em CH₄ e CO₂, e, conseqüentemente afetou sua concentração no biofertilizante final. Dessa forma, além da menor proporção de dejetos bovinos, a ineficiência na degradação da biomassa pode ter contribuído para os baixos teores de NTK, P, K, Ca e Mg observados em DSS1.

5.1.4 Análise multivariada: cluster e componentes principais

A Figura 7 apresenta o dendrograma obtido pelo método de ligação média (distância euclidiana). Logo no primeiro nível ($\approx 3,1$ de distância), formou-se o agrupamento DP – DS1 –S2, indicando que a MonoDA (controle) e as CoDA's com sorgo in natura, tanto com panícula (DS1) quanto sem panícula (DS2), partilham comportamento operacional muito semelhante: rendimentos elevados, baixa acidez volátil e biofertilizante nutricionalmente equilibrado. Em um segundo cladograma ($\approx 6,2$) ingressa DSS2 (silagem sorgo sem panícula); o tratamento aproxima-se do grupo principal, mas mantém certa distinção, coerente com o ligeiro aumento de sódio e de ácido butírico detectados nas análises univariadas. Por fim, DSS1 (silagem sorgo com panícula) conecta-se apenas no topo da árvore ($\approx 9,3$), evidenciando grande dissimilaridade, reflexo direto da acidificação acentuada e da queda de produção de metano observadas nesse tratamento.

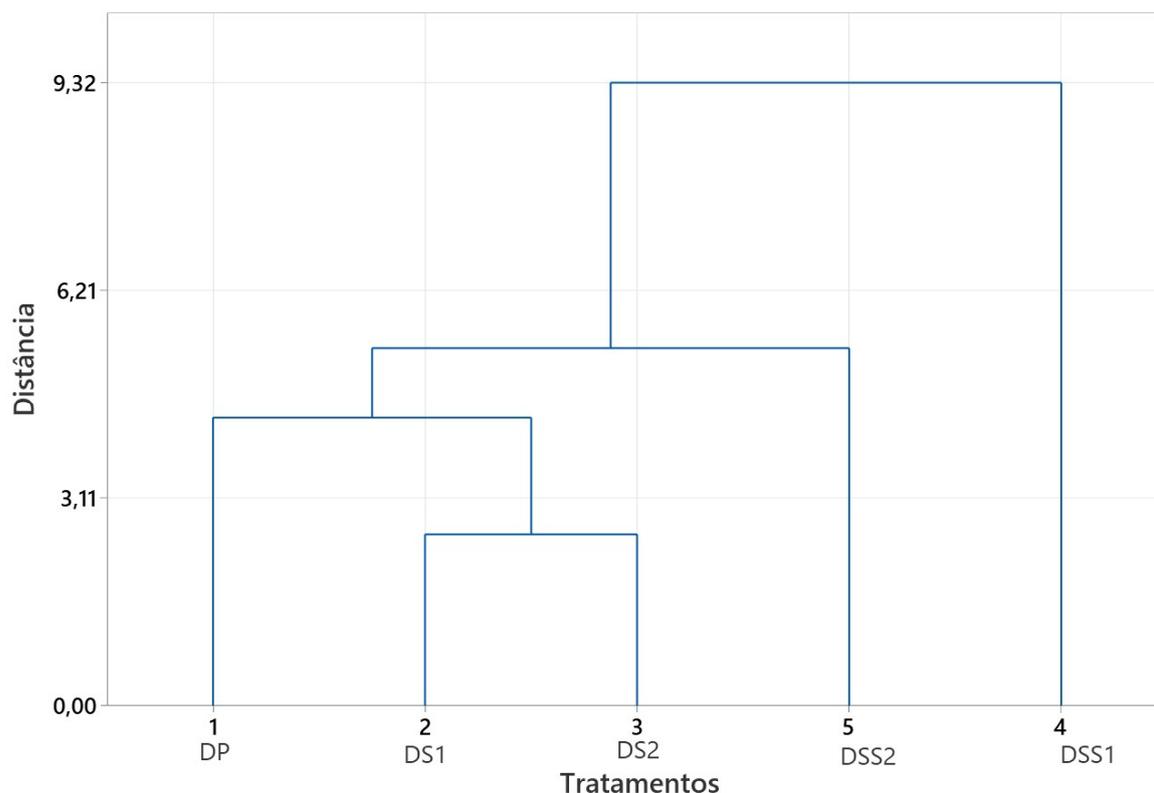


Figura 7 Dendrograma construído usando agrupamento hierárquico de ligação média e distância euclidiana.

A Figura 8 complementa o quadro com a análise de componentes principais (ACP), cujos dois primeiros eixos explicam 81,7% da variância (CP1 = 61,3%; CP2 = 20,4%). O CP1, orientado para a direita, agrega vetores de alto desempenho energético (PEB, PEM) e de enriquecimento mineral do biofertilizante (NTK, Ca, K, Mg); valores negativos associam-se a indicadores de instabilidade (AV, AV/AT, COT). O CP2 reflete principalmente a influência de pH/N-NH₃ (quadrante superior) e, em menor escala, do ácido butírico (quadrante inferior): DP, DS1 e DS2 concentram-se no semiplano positivo de CP1, contribuindo para a boa performance mostrada no dendrograma. DS1 destaca-se ligeiramente para cima, sob influência adicional de pH e N-NH₃; DS2 permanece próximo, mas mais alinhado aos vetores minerais. Enquanto DSS1 afasta-se no sentido negativo de CP1, sobre os vetores de AV e AV/AT, confirmando a forte acidificação e a perda de metano; DSS2, embora mantenha CP1 positivo (bom rendimento), desloca-se para baixo em CP2,

aproximando-se do vetor “BUTIR”; resultado que sugere resíduo de ácido butírico que pode requerer maior tempo de retenção ou mistura para completa conversão.

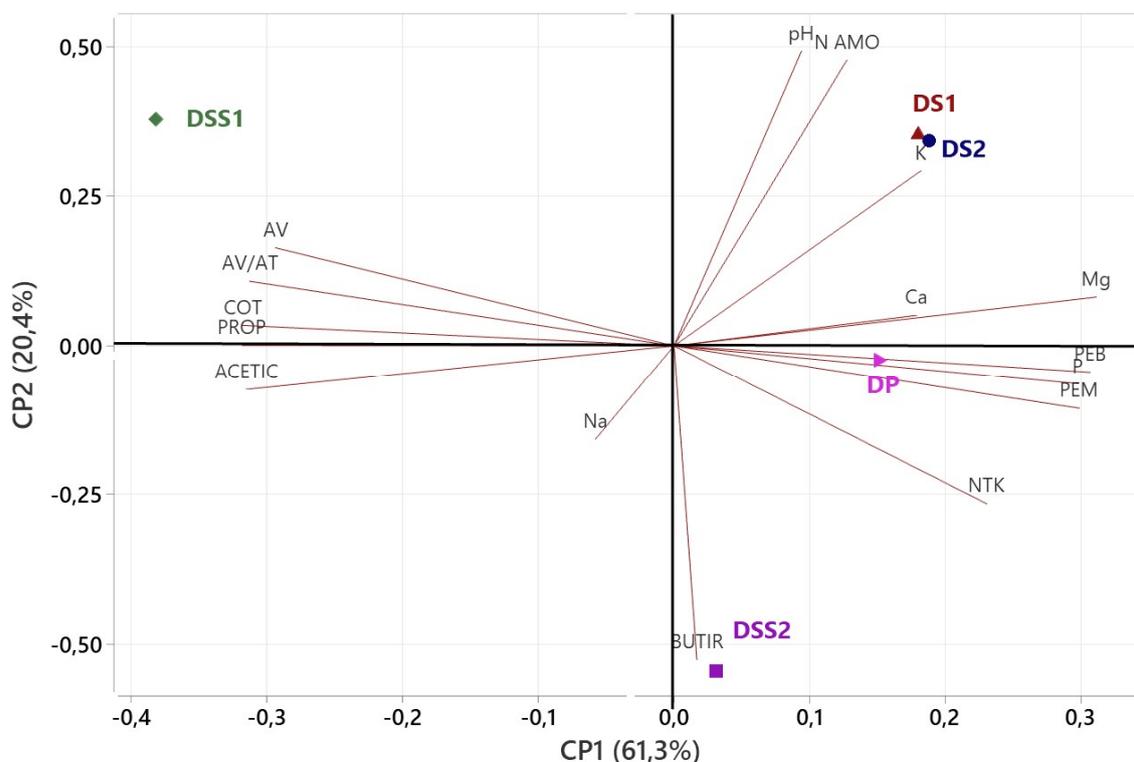


Figura 8 Gráfico bi-plot baseado na análise de componentes principais das variáveis analisadas no experimento batelada. BUTIR: Ácido butírico; ACETIC: Ácido acético; PROP: Ácido propiônico; N AMO: Nitrogênio amoniacal.

5.2 Ensaio semicontínuo

5.2.1 Caracterização do substrato e do inóculo

A Tabela 13 apresenta a caracterização da carga inicial em cada tratamento. Aqui, as diferenças entre os tratamentos se atenuam, mas não desaparecem. Todos iniciam com 32,6, 29,4 e 29,9 g L⁻¹ de ST; ainda assim, DP retém a maior fração de SV (25,6 g L⁻¹), dado que contraria o desempenho energético, observado depois. O pH caiu do valor alcalino do dejetto (9,25) para 7,6–7,8 nas CoDAs, sustentado por alcalinidade total próxima de 2 g CaCO₃ L⁻¹, condição ideal para tamponar os ácidos voláteis formados nos primeiros dias. Quanto à razão AV/AT, a mistura com silagem de sorgo com panícula (SS1) partiu de 1,02, refletindo o aporte de ácidos lácticos da silagem, mas esse pulso ácido foi rapidamente absorvido; durante a operação, AV/AT

estabilizou-se abaixo de 0,06 em todos os tratamentos (Leite *et al.*, 2023; Fuess *et al.*, 2021; Fonoll *et al.*, 2015).

Tabela 13 Caracterização inicial dos tratamentos (média \pm desvio padrão dos valores).

Parâmetros	Unidade	Tratamentos		
		DP	DSS1	DSS2
ST	g.L ⁻¹	32,6 \pm 0,23	29,4 \pm 1,10	29,9 \pm 8,64
SV	g.L ⁻¹	25,6 \pm 1,74	24,4 \pm 2,48	25,0 \pm 1,98
SF	g.L ⁻¹	6,97 \pm 1,97	5,0 \pm 3,58	4,91 \pm 10,62
pH	unidade de pH	9,25 \pm 0,02	7,62 \pm 0,04	7,76 \pm 0,11
CE	mS.cm ⁻¹	8,74 \pm 0,03	7,55 \pm 0,13	6,57 \pm 0,26
AP	g CaCO ₃ L ⁻¹	0,8 \pm 0,45	0,72 \pm 0	0,8 \pm 0,22
AI	g CaCO ₃ L ⁻¹	0,86 \pm 0,42	1,2 \pm 0	1 \pm 0,17
AT	g CaCO ₃ L ⁻¹	1,66 \pm 0	1,92 \pm 0	1,8 \pm 0
AV	g.L ⁻¹	1,29 \pm 0,08	1,96 \pm 0,05	1,49 \pm 0,09
AV/AT	razão	0,77 \pm 0,08	1,02 \pm 0,05	0,83 \pm 0,09
COT	g.L ⁻¹	19,55 \pm 1,74	20,88 \pm 2,48	21,15 \pm 1,98
NTK	g.L ⁻¹	1,61 \pm 0,19	1,10 \pm 0,12	1,12 \pm 0,09
RELAÇÃO C:N	razão	12,15 \pm 1,93	19,05 \pm 2,6	18,83 \pm 2,07

Em resumo, a Tabela 13 confirma que a carga resultante entra no reator com equilíbrio físico-químico adequado. A composição mais favorável de DSS1, ou seja, amido dos grãos, relação C:N moderada e menor lignificação, explica o maior rendimento de metano discutido na seção de recuperação energética; já a silagem de sorgo biomassa sem panícula (DSS2), embora nutricionalmente equilibrada após a mistura, carrega fibra mais recalcitrante, fator que limitou sua conversão energética.

5.2.2 Recuperação de energia e eficiência na remoção de sólidos totais

Os resultados da Tabela 14 indicam que o tratamento DSS1 é o mais eficiente em termos de recuperação energética: a produção específica de metano (kg ST) foi 28% maior do que na MonoDA (DP) e 40% superior à obtida com a silagem de sorgo biomassa (DSS2). Desempenhos desse tipo são comuns em CoDA quando os substratos se complementam. No caso, a silagem de sorgo com panícula aportou carboidratos de fácil hidrólise e forneceu macro-/micronutrientes que favorecem o crescimento microbiano, resultando em melhor aproveitamento do volume útil do

reator (Alatríste-Mondragón *et al.*, 2006). Já o rendimento inferior de DSS2 relaciona-se ao seu maior teor de celulose e, sobretudo, à recalcitrância imposta pela lignina, cuja estrutura dificulta a etapa de hidrólise e pode reduzir a eficiência global da produção de biogás (Adney *et al.*, 1991).

Tabela 14 Produções específicas de biogás e metano, por kg de ST e SV e concentração de metano em cada condição avaliada.

Tratamentos	PEB (L kg ST)	PEM (L kg ST)	PEB (L kg SV)	PEM (L kg SV)	% CH ₄
DP	281,0±36,24	179,3±23,12	360,0±46,42	229,7±29,62	63,8±5,0
DSS1	392,0±50,56	255,2±32,91	472,4±60,92	307,5±39,66	65,1±3,3
DSS2	264,6±34,12	178,8±23,07	316,4±40,81	213,9±27,59	67,6±6,4
CV (%)	13,2	13,1	13,3	13,2	7,65

DP: dejetos puros (MonoDA). DSS1: CoDA entre DP+sorgo sem panícula ensilado. DSS2: CoDA entre DP+sorgo com panícula ensilado. Valores médios seguidos por letras diferentes em uma coluna são significativamente diferentes por teste de Tukey (p 0,05). PEB - Produção específica de biogás; PEM - Produção específica de metano.

Além disso, a presença de amido e a relação C:N mais equilibrada em DSS1 criam um ambiente mais favorável à comunidade de arqueias metanogênicas; estudos de Huang *et al.* (2016) demonstram que essa sinergia entre substratos acelera a conversão de ácidos graxos voláteis em metano, fenômeno que Vivekanand *et al.* (2018) também descrevem como decisivo para o ganho de rendimento em codigestão. Portanto, a superioridade de DSS1 reflete tanto a composição mais facilmente biodegradável da silagem com panícula quanto a melhoria do microambiente biológico dentro do reator.

5.2.3 Inibidores potenciais: acidez volátil e amônia livre

A estabilidade do processo pode ser verificada pela combinação dos dados das Tabelas 15 e 16. Na Tabela 15, a razão acidez volátil:alcalinidade (AV/AT) manteve-se muito baixa em todos os tratamentos (0,056 – 0,064), bem distante do limite de alerta de 0,30 a 0,40. A leve redução da AV nos biofertilizantes que receberam sorgo (DSS1 e DSS2) foi plenamente compensada pela alcalinidade ainda elevada ($\approx 2.000 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$), garantindo tamponamento suficiente e pH estável.

Tabela 15 Alcalinidade Total, acidez volátil e sua relação nos tratamentos.

Tratamentos	Alcalinidade Total (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Acidez Volátil (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Razão AV/AT
DP	2346±88,68	149,76±21,55	0,064±0,01
DSS1	1996±114,12	117,12±9,41	0,059±0,005
DSS2	2192±48,33	122,88±20,50	0,056±0,008

DP: dejetto puro (MonoDA). DSS1: CoDA entre DP+sorgo sem panícula ensilado. DSS2: CoDA entre DP+sorgo com panícula ensilado.

A Tabela 16 confirma esse cenário. O pH oscilou entre 7,8 e 8,0, faixa típica de operação mesofílica, e a fração de amônia livre (0,31 – 0,38 g L⁻¹) permaneceu abaixo do patamar de inibição parcial (~0,40 g L⁻¹), como relatam Fonoll *et al.* (2015). Embora o dejetto puro (DP) tenha apresentado o maior valor de amônia livre (0,38 g L⁻¹), a CoDA com sorgo diluiu o N amoniacal total (0,26 g L⁻¹ em ES1) sem elevar criticamente a amônia livre devido ao controle de pH. A relação C:N ficou em torno de 10 em todos os casos, indicando balanço adequado entre carbono fermentescível e nitrogênio disponível.

Tabela 16 N amoniacal, pH, amônia livre e relação C:N.

Tratamentos	N amoniacal (g/L)	pH	Amônia Livre (g/L)	C:N
DP	0,31±0,01	7,83±0,18	0,38±0,01	10,15
DSS1	0,26±0,01	8,00±0,06	0,31±0,01	10,35
DSS2	0,30±0,01	7,97±0,16	0,36±0,02	10,03

DP: dejetto puro (MonoDA). DSS1: CoDA entre DP+sorgo sem panícula ensilado. DSS2: CoDA entre DP+sorgo com panícula ensilado.

A amônia livre (NH₃) é apontada como um dos principais inibidores da DA. Garcia e Angenent (2009) observaram queda significativa na produção de metano a partir de dejetos suínos quando a concentração de NH₃ atingiu aproximadamente 200 mg L⁻¹ (35 °C, pH 7,6), enquanto Rodríguez *et al.* (2011) não detectaram perdas de desempenho até aproximadamente 375 mg L⁻¹. No presente estudo, os valores médios variaram de 310 mg L⁻¹ (DSS1) a 380 mg L⁻¹ (DP). O tratamento DSS1, que apresentou os melhores rendimentos de biogás e metano, coincidiu com a menor concentração de amônia livre N amoniacal, situando-se abaixo do limiar mais conservador da literatura. Já DP e DSS2, embora próximos aos 375 mg L⁻¹, mantiveram o processo estável, sugerindo que a boa alcalinidade (Tabela 16) e o pH < 8,1 ajudaram a mitigar possíveis efeitos inibitórios. Ainda assim, o monitoramento

contínuo de NH_3 é recomendado, sobretudo se o pH se aproximar de 8,2 – 8,3, faixa em que a fração inibidora aumenta rapidamente.

5.2.4 Recuperação de nutrientes e avaliação agrônômica do biofertilizante

A caracterização do biofertilizante (Tabela 17) mostrou que a CoDA com sorgo alterou de forma expressiva o balanço de nutrientes em relação ao dejetos puro (DP). A concentração de Nitrogênio total Kjeldahl (NTK) decresceu de $36,5 \text{ g kg}^{-1} \text{ ST}$ no DP para aproximadamente $30 \text{ g kg}^{-1} \text{ ST}$ nos tratamentos DSS1 e DSS2, indicando maior diluição do N devido à adição da silagem de sorgo.

Tabela 17 Concentrações de Nitrogênio (NTK), Fósforo (P) e Potássio (K) nos diferentes tratamentos.

Tratamentos	NTK	P	K	ST (%)
	g/kgST			
DP	36,47±2,53	7,95±1,68	2,0±0,46	1,14
DSS1	30,54±0,91	7,65±1,44	3,5±0,28	0,63
DSS2	29,93±1,13	12,9±0,79	3,6±0,50	0,56

DP: dejetos puro (MonoDA). DSS1: CoDA entre DP+sorgo sem panícula ensilado. DSS2: CoDA entre DP+sorgo com panícula ensilado.

O potássio foi o nutriente que mais se beneficiou da inclusão do sorgo: suas concentrações aumentaram aproximadamente 75% (de 2,0 para 3,5–3,6 $\text{g kg}^{-1} \text{ ST}$). Tal incremento reflete a natureza predominantemente solúvel do K nos tecidos vegetais (Ragel *et al.*, 2019) e é especialmente benéfico para sistemas forrageiros de alta produção, pois essas gramíneas exibem grande exigência por potássio (Cavalcante *et al.*, 2018), equilibrando a relação N:P:K do fertilizante líquido.

O Fósforo apresentou resposta contrastante. Enquanto DSS1 manteve níveis semelhantes aos do DP (aproximadamente $7,7 \text{ g kg}^{-1} \text{ ST}$), DSS2 atingiu $12,9 \text{ g kg}^{-1} \text{ ST}$, um aumento de 62%. Esse enriquecimento está associado ao maior acúmulo de sólidos no leito do reator tubular horizontal (Hills; Mehlschau, 1984), agravado pela fração fibrosa do sorgo sem panícula. A sedimentação prolongada favorece a retenção de P orgânico e mineral no lodo, que é posteriormente ressuspensão durante a homogeneização para amostragem, resultando em teores mais elevados no biofertilizante. Esse efeito ficou evidente na limpeza realizada após 116 dias de operação: foram retirados 13,2 kg de material (7,11% ST) no DSS1 e 30,9 kg (5,98%

ST) no DSS2, correspondendo a 0,94 kg e 1,85 kg de matéria seca, respectivamente. Apesar do baixo volume, esse lodo concentrou até 3,4 g P no DSS2 (1,85 g P kg⁻¹ ST), confirmando que a fração sólida funciona como “depósito” temporário de fósforo e, quando remobilizada, eleva os teores desse nutriente no biofertilizante. Para evitar esse acúmulo, podem-se empregar estratégias de manejo, como operar o processo em um biodigestor de mistura completa (CSTR) ou, mantendo o modelo tubular, adotar agitação intermitente ou recirculação do biofertilizante, medidas que já se mostraram capazes de reduzir o acúmulo de fibras em reatores plug-flow sem prejudicar a produção de biogás (Shoshaa *et al.*, 2024). Essas medidas, além de preservar o volume útil do reator, tendem a elevar o valor agrônômico do biofertilizante ao manter uma distribuição mais homogênea de nutrientes, especialmente fósforo e potássio, na fração líquida aplicável ao solo.

5.2.5 Análise conjunta dos dados

Os dois componentes principais explicam 89,53% da variância dos dados (CP1 = 57,44%; CP2 = 32,09%), permitindo extrair conclusões diretamente do biplot (Figura 9).

O Eixo CP1 (horizontal) funciona como régua de eficiência energética × instabilidade: à direita concentram-se os vetores relacionados à estabilidade do processo (AV, AT, AV/AT, N, NAT e AL). Esses parâmetros revelam o balanço ácido-base e o risco de toxicidade por amônia: acúmulo de ácidos voláteis (AV) ou elevação da relação AV/AT expõem sobrecarga orgânica; AT expressa a capacidade tampão; N, NAT e AL apontam a forma e o nível de nitrogênio, condicionando possível inibição microbiana; à esquerda, estão os indicadores de alto rendimento de biogás e metano. PEM e PEB refletem diretamente a conversão de substrato em metano e biogás, enquanto a relação C:N sinaliza a adequação da composição elementar para maximizar essa conversão.

O Eixo CP2 (vertical), por sua vez, reforça desempenho energético (PEB, PEM, C:N), na parte inferior e na parte superior revela destaque para P e, em menor grau, pH, K e %CH₄, indicando variação mineral e pH no biofertilizante.

Nesse sistema de coordenadas, os tratamentos distribuem-se da seguinte forma:

DSS1 (silagem de sorgo com panícula) ocupa o quadrante inferior esquerdo, bem alinhado aos vetores PEB, PEM e C:N. Em termos práticos, isso significa produção de energia significativamente maior e composição química do biofertilizante mais equilibrada, além de ausência de AV elevada, indicando bom controle de estabilidade. É o cenário mais eficiente do conjunto.

DP (monodigestão) desloca-se para a direita inferior de CP1, onde prevalecem AV e AV/AT. O processo mantém estabilidade, porém a acidez volátil mais elevada sugere conversão menos completa do substrato. Em contraponto, é o tratamento que possui um maior teor de N no biofertilizante.

DSS2 (silagem sem panícula) apresenta desempenho intermediário, porém com o maior teor de AL e NAT cria alerta para o desenvolvimento do sistema; o aumento de fósforo no biofertilizante exige monitoramento agrônomo e, possivelmente, ajustes na operação para melhorar a eficiência global.

Em síntese, a PCA confirma que a codigestão com silagem de sorgo com panícula (DSS1) é a estratégia mais promissora para maximizar biogás e metano no regime semicontínuo, enquanto a variante sem panícula (DSS2) requer ajustes operacionais, e a monodigestão (DP) serve de referência estável, porém menos eficiente energeticamente.

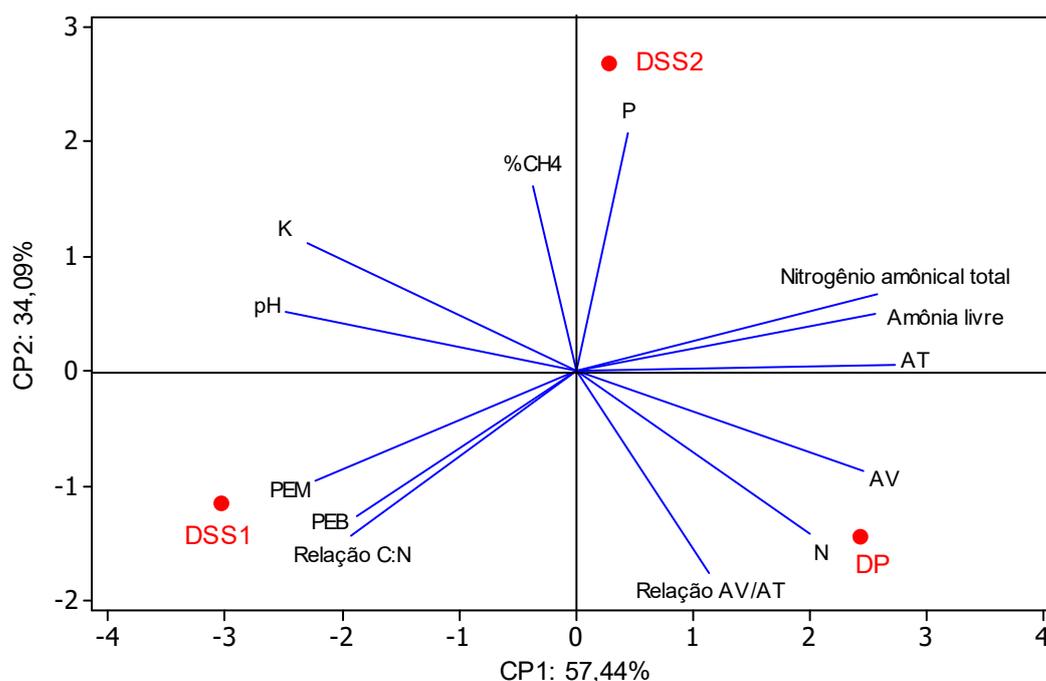


Figura 9 Gráfico bi-plot baseado na análise de PC das variáveis analisadas no experimento.

5.3 Análise de viabilidade econômica

As premissas técnicas e de custo detalhadas em Material e Métodos foram aplicadas para projetar os fluxos de caixa dos dois cenários: MonoDA (DP) e CoDA (DSS1) (dejeito + 30% ST de silagem de sorgo com panícula) (Quadro 2 e Quadro 3). Adotou-se horizonte de 10 anos (vida útil da manta do biodigestor e dos principais equipamentos) e uma taxa mínima de atratividade TMA = 15% (taxa Selic de referência em julho/2025). Os primeiros quatro meses de operação foram reservados à implantação, resultando em oito meses de atividade no ano 1.

Quadro 2 Fluxo de caixa acumulado da MonoDA (DP).

Ano	FCDj (R\$)	FCDj acumulado (R\$)
Início	- 968.000,00	- 968.000,00
1	408.118,68	- 559.881,32
2	471.577,56	- 88.303,76
3	410.067,44	321.763,68
4	356.580,38	678.344,06
5	200.691,02	879.035,08
6	269.626,00	1.148.661,08
7	234.457,39	1.383.118,47
8	203.875,99	1.586.994,46
9	177.283,47	1.764.277,93
10	145.508,08	1.909.786,01

Quadro 3 Fluxo de caixa acumulado da CoDA (DSS1).

Ano	FCDj (R\$)	FCDj acumulado (R\$)
Início	- 1.500.000,00	- 1.500.000,00
1	497.875,29	- 1.002.124,71
2	605.217,03	- 396.907,68
3	526.275,68	129.368,00
4	457.631,03	586.999,03
5	288.561,14	875.560,17
6	346.034,80	1.221.594,97
7	300.899,83	1.522.494,80
8	261.652,02	1.784.146,82
9	227.523,50	2.011.670,32
10	185.487,29	2.197.157,61

5.3.1 Investimento inicial

O cenário DP requer um biodigestor comercial de 3.500 m³ acoplado a um motogerador de 165 kVA; por outro lado, a CoDA, pela maior carga orgânica, exige biodigestor de 5.000 m³ e dois motogeradores (165 kVA + 94 kVA). Como resultado, o investimento total sobe de cerca de R\$ 0,968 milhão (DP) para R\$ 1,5 milhão (DSS1).

5.3.2 Custos operacionais

Ambos os cenários incluem manutenção anual (biodigestor = 1% do valor de aquisição; trocas de óleo, filtros e retífica dos motogeradores no 5^o ano), contratação de um operador com EPIs. Além disso, a CoDA incorpora o custo variável da biomassa: serão utilizados 4914,83 kg de SS1 diariamente, estimando que, anualmente, serão necessárias 1793,91 toneladas, sendo necessários 35,88 hectares de terras agricultáveis anualmente. Considerando o custo de R\$ 8.063,15/ha de silagem de sorgo (FAEG, 2022), os custos anuais de produção para DSS1 foram de R\$ 289.291,00 (Tabela 6). Somente o valor de custo da produção anual da silagem equivale a 20,67% de toda a receita bruta anual.

5.3.3 Receitas

O preço da tarifa de energia elétrica utilizada neste estudo é de R\$ 0,85 kWh⁻¹ (valor médio nacional sobre a tarifa rural B2) (ANEEL, 2025) e a receita de energia elétrica foi calculada adotando a conversão de 1,8 kWh m⁻³ de biogás (Tabela 7). O biofertilizante foi precificado pelo conteúdo de N-P-K, convertido em equivalentes de sulfato de amônio, superfosfato simples e KCl. Embora DSS1 gere quase o dobro de energia em relação a DP, sua receita com biofertilizante é menor, reflexo do menor teor de N no biofertilizante (Tabela 8).

5.3.4 Viabilidade

Conforme Casarotto e Kopittke (2008) e Junges *et al.* (2009), a realização de estudos fundamentados em análises de viabilidade econômica é fundamental para embasar decisões de investimento, minimizando riscos associados a resultados insatisfatórios e prevenindo potenciais prejuízos financeiros a longo prazo.

A Tabela 18 sintetiza os indicadores financeiros obtidos para os dois cenários. De modo geral, os resultados demonstram que ambos os cenários são economicamente viáveis em um horizonte de 10 anos.

Tabela 18 Indicadores econômicos dos cenários avaliados no período de 10 anos, VPL, TIR, IL, *Payback*.

Tratamentos	Valor Presente Líquido (R\$)	Taxa Interna de Retorno (%)	Índice de Lucratividade (%)	<i>Payback</i> descontado (anos)
MonoDA	1.909.786,01	56,6	297	3
CoDA	2.197.157,6	46,32	246	3

Na comparação entre os dois cenários, o CoDA apresentou o maior Valor Presente Líquido (VPL), indicando que, caso todas as premissas consideradas sejam efetivamente replicadas em escala real, a operação resultaria em uma riqueza líquida de R\$ 2.197.157,60 ao final de 10 anos.

No que se refere à Taxa Interna de Retorno (TIR), ambos os cenários superaram a Taxa Mínima de Atratividade (TMA) de 15%, confirmando a viabilidade e a atratividade dos investimentos. Contudo, a TIR da MonoDA foi 10,28% superior à do CoDA, tendência igualmente observada no Índice de Lucratividade (IL), que foi 51% maior nesse cenário. Dessa forma, pode-se concluir que o CoDA é financeiramente mais vantajoso em termos absolutos, já que gera maior retorno líquido devido ao investimento inicial mais elevado. Por outro lado, a MonoDA se destaca em termos relativos, demonstrando maior eficiência na aplicação do capital, conforme evidenciado por seu IL e TIR superiores (Magni; Marchioni, 2020; Chowdhury *et al.*, 2019).

Nas condições analisadas, ambos os cenários aliam retorno financeiro a benefícios ambientais. Em contrapartida, a CoDA possui um potencial estratégico no contexto da pecuária de corte confinada (Klassen; Mclaughlin, 1996).

Além disso, o cultivo do sorgo pode representar uma alternativa ambientalmente estratégica para a destinação do biofertilizante gerado no processo. A aplicação do biofertilizante sobre uma área contínua de cultivo forrageiro evita o acúmulo excessivo de nutrientes em áreas de manejo intensivo, favorecendo o fechamento do ciclo de nutrientes dentro da própria propriedade. Ressalta-se, ainda, a tolerância moderada do sorgo à salinidade e sua elevada capacidade de absorção de nitrogênio e potássio, características que o tornam particularmente adequado ao uso em esquemas de fertirrigação com efluentes orgânicos.

6 CONCLUSÕES

No ensaio em batelada, as culturas energéticas ensiladas apresentaram limitações significativas. Os tratamentos com silagem (DSS1 e DSS2) apresentaram maior acúmulo de ácidos graxos voláteis, desequilíbrio da razão AV/AT e menor recuperação de nutrientes no biofertilizante, indicando instabilidade do processo, afetando diretamente na produção de biogás e metano no tratamento DSS1. Em contraste, os tratamentos com sorgo *in natura* (DS1 e DS2) apresentaram desempenho energético semelhante ao da monodigestão (DP), com biofertilizantes mais equilibrados em termos de macronutrientes.

Conclui-se, portanto, que o uso de sorgo ensilado como co-substrato em codigestão anaeróbia requer ajustes na proporção empregada.

Por outro lado, no ensaio semicontínuo, a CoDA com 30% de silagem de sorgo com panícula (SS1) promoveu ganhos técnicos substanciais. Houve aumento de 39,5% na produção específica de biogás e de 42,3% na produção específica de metano, com leve incremento na fração de CH₄ (de 63,8% para 65,1%), mantendo plena estabilidade operacional (AV/AT \approx 0,06; amônia livre < 0,4 g L⁻¹). O biofertilizante apresentou incremento de 75% em potássio, manutenção de fósforo e redução de aproximadamente 16% no nitrogênio total. Assim, os resultados indicam viabilidade técnica do tratamento DSS1 em regime semicontínuo, com potencial de uso sustentável em confinamentos localizados em regiões com disponibilidade de biomassa.

Na avaliação de viabilidade econômica, a MonoDA mostrou-se a alternativa mais eficiente em termos de aplicação do capital, apresentando TIR e IL superiores em 10,28% e 51%, respectivamente. Por outro lado, a CoDA obteve o maior VPL, evidenciando um acúmulo de capital mais elevado em comparação à MonoDA. Esse resultado está relacionado ao maior investimento inicial, cerca de R\$ 532.000,00 a mais, o que possibilitou um desempenho financeiro superior ao longo dos 10 anos do projeto.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A despeito dos resultados obtidos, é plausível considerar que determinadas modificações no sistema possam contribuir para elevar o desempenho técnico e econômico da CoDA. Entre os principais ajustes propostos, destacam-se:

- Incorporação da fração sólida sedimentada no interior do biodigestor, por meio de sistemas de agitação ou homogeneização, o que pode favorecer o aumento da taxa de conversão da matéria orgânica particulada, melhorar os indicadores de produção específica de metano e enriquecer o biofertilizante em nutrientes e matéria orgânica estabilizada;
- Adoção do sistema de rebrota do sorgo, o que permitiria a obtenção de uma segunda colheita sem necessidade de novo preparo de solo e semeadura, elevando a produtividade da cultura por hectare e diluindo os custos associados ao cultivo;
- Avaliação de diferentes taxas de inclusão da silagem no substrato, uma vez que a proporção utilizada nos ensaios pode ter superado o ponto ótimo de carregamento orgânico. Proporções menores poderiam resultar em melhor estabilidade do processo, com menor relação AV/AT e menor risco de inibição por nitrogênio amoniacal;
- Recirculação parcial do biofertilizante como diluente do substrato, em substituição à água limpa, configura uma alternativa estratégica para reduzir o consumo hídrico e aumentar o reaproveitamento de nutrientes, sobretudo nitrogênio e potássio. Essa prática pode elevar o valor agrônômico do biofertilizante final, ao concentrar nutrientes e compostos orgânicos bioativos. Contudo, para evitar o acúmulo excessivo de sólidos no sistema e garantir estabilidade operacional, recomenda-se a implantação prévia de uma etapa de separação de sólidos. Tal separação permitiria o direcionamento da fração líquida como diluente do substrato e o armazenamento da fração sólida como fertilizante orgânico de liberação mais lenta, ampliando o leque de aproveitamento agrônômico e a flexibilidade logística de aplicação;
- Valoração adicional via créditos de carbono (ex.: CBIOS ou mecanismos internacionais de compensação), possibilitando a adição de receita ambiental

vinculada à mitigação de emissões, fator particularmente relevante em propriedades com elevada concentração de animais e gestão ambiental estruturada;

A compatibilidade do sorgo com as práticas de manejo já consolidadas, sua função estratégica na destinação agronômica do biofertilizante e o potencial de melhoria do desempenho por meio de ajustes técnicos indicam que o modelo pode ser viabilizado a partir de intervenções específicas. Novos estudos que incorporem essas variáveis complementares são recomendados, com vistas à construção de cenários otimizados de viabilidade econômica e sustentabilidade ambiental.

REFERÊNCIAS

- ABOUDI, K.; ÁLVAREZ-GALLEGO, C. J.; ROMERO-GARCÍA, L. I. Evaluation of methane generation and process stability from anaerobic co-digestion of sugar beet by-product and cow manure. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, [s. l.], v. 121, n. 5, p. 566-572, 2016.
- ADNEY, W. S.; RIVARD, C. J.; SHIANG, M.; HIMMEL, M. E. Anaerobic digestion of lignocellulosic biomass and wastes. **Applied Biochemistry and Biotechnology cellulases and related enzymes**, [s. l.], v. 30, n. 2, p. 165-183, 1991.
- ALATRISTE-MONDRAGÓN, F.; SAMAR, P.; COX, H. H. J.; AHRING, B. K.; IRANPOUR, R. Anaerobic co-digestion of municipal, farm, and industrial organic wastes: a survey of recent literature. **Water Environment Research**, [s. l.], v. 78, n. 6, p. 607-636, 2006.
- ALONSO, R. M.; RÍO, R. S. del; GARCÍA, M. P. Thermophilic and mesophilic temperature phase anaerobic co-digestion (TPAcD) compared with single-stage co-digestion of sewage sludge and sugar beet pulp lixiviation. **Biomass and Bioenergy**, [s. l.], n. 93, p. 107-115, 2016.
- ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica. **Tarifa Média por Classe de Consumo e por Região**. 2025.
- ANTHONISEN, C.; LOEHR, R. C.; PRAKASAM, T. B. S.; SRINATH, E. G. Inhibition of Nitrification by Ammonia and Nitrous Acid. **Journal Water Pollution Control Federation**, [s. l.], v. 48, n. 5, p. 835-852, 1976.
- APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington, 2012.
- AQUINO, S. F. de; CHERNICHARO, C. A. L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle. **Engenharia sanitária e ambiental**, [s. l.], v. 10, n. 2, 2005.
- BACIOCCHI, R.; CARNEVALE, E.; COSTA, G.; GAVASCI, R.; LOMBARDI, L.; OLIVIERI T.; ZANCHI, L.; ZINGARETTI, D. Performance of a biogas upgrading process based on alkali absorption with regeneration using air pollution control residues. **Waste Management**, [s. l.], v. 33, n. 12, p. 2694-2705, 2013.
- BALMANT, W.; OLIVEIRA, B. H.; MITCHELL, D. A.; VARGAS, J. V. C.; ORDONEZ, J. C. Optimal operating conditions for maximum biogas production in anaerobic bioreactors. **Applied Thermal Engineering**, [s. l.], v. 62, p. 197-206, 2014.
- BANCO CENTRAL DO BRASIL. **Taxa Selic**. Brasília, 2025. Disponível em: <https://www.bcb.gov.br>. Acesso em: 20 ago. 2025.
- BERNAL, M. P.; ALBURQUERQUE, J. A.; MORAL, R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review.

Bioresource technology, [s. l.], v. 100, n. 22, p. 5444-5453, 2009.

BHARATHIRAJA, B.; SUDHARSANAA, T.; BHARGHAVI, A.; JAYAMUTHUNAGAI, J.; PRAVEENKUMAR, R. Biohydrogen and Biogas – An overview on feedstocks and enhancement process. **Fuel**, [s. l.], v. 185, p. 810-828, 2016.

BOROS, L.; CAROZZI, M.; CARTON, S.; HOUOT, S.; MARTIN, P.; LEVAVASSEUR, F. Changes in cropping systems associated with biogas plants in French cereal-growing areas. **Agricultural Systems**, [s. l.], v. 228, 2025.

CARDOSO, D. A. D. B. **Manual da cultura do sorgo**. KWS, 2009.

CARMO, D. L. do; SILVA, C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 36, n. 4, p. 1211-1220, 2012.

CARREAS, N. **O biogás**. Observatório de Energias Renováveis para a América Latina (ONUDI), 2013.

CASAROTTO, N. F.; KOPITTKE, B. H. **Análise de investimentos**: matemática financeira, Engenharia econômica, tomada de decisão, estratégia empresarial. 10 ed. São Paulo: Atlas, 2008.

CAVALCANTE, T. J.; CASTOLDI, G.; RODRIGUES, C. R.; NOGUEIRA, M. M.; ALBERT, A. M. Macro and micronutrients uptake in biomass sorghum. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, [s. l.], v. 48, n. 4, p. 364-373, 2018.

CHERNICHARO, C. A. L. Reatores Anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. **SEGRAC**, Belo Horizonte, v. 5, n. 1, p. 1-379, 1997.

CHO, S.; WOO, Y.; KIM, B. S.; KIM, J. Optimization-based planning of a biomass to hydrogen (B2H2) system using dedicated energy crops and waste biomass. **Biomass and Bioenergy**, [s. l.], v. 87, p. 144-155, 2016.

CHOONG, Y. Y.; NORLI, I.; ABDULLAH, A. Z.; YHAYA, M. F. Impacts of trace element supplementation on the performance of anaerobic digestion process: A critical review. **Bioresource Technology**, [s. l.], n. 209, p. 369-379, 2016.

CHOWDHURY, L. A. M.; RANA, T.; AZIM, I. M. Intellectual capital efficiency and organizational performance. **Journal of Intellectual Capital**, [s. l.], v. 20, 2019.

CHOWDHURY, P.; VIRARAGHAVAN, T. SRINIVASAN, A. Biological treatment processes for fish processing wastewater – A review. **Bioresource Tecnology**, [s. l.], v. 101, p. 439-449, 2010.

CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento. **9º Levantamento de safras**. 2025. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/graos/boletim-da-safra-de-graos>. Acesso em: 8 jul. 2025.

COPIELLO, S. A Discounted Cash Flow variant to detect the optimal amount of additional burdens in Public-Private Partnership transactions. **MethodsX**, [s. l.], p. 195-204, 2016.

CORTEZ, L. A. B.; SILVA, A.; JÚNIOR, J. L.; JORDAN, R. A.; CASTRO, L. R. Biodigestão de efluentes. *In: Biomassa para energia*. 1. ed. Campinas: Editora da UNICAMP, 2008.

COSTA, M. S. S. de M. **Caracterização dos dejetos de novilhos superprecoces: reciclagem energética e de nutrientes**. 2005. 126 f. Tese (Doutorado em Energia na Agricultura) – Universidade Estadual Paulista, UNESP, Botucatu, 2005.

COSTA, M. S. S. de M.; LORIN, H. E. F.; COSTA, L. A. de M.; CESTANARO, T.; PEREIRA, D. C.; BERNARDI, F. H. Performance of four stabilization bioprocesses of beef cattle feedlot manure. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 181, p. 443-448, 2016.

DAI, H.; LI, N.; WANG, Y.; ZHAO, X. The Analysis of Three Main Investment Criteria: NPV IRR and Payback Period. Proceedings Of The 2022 7Th International Conference on Financial Innovation and Economic Development (ICFIED 2022) 211., 2022, China. **The Analysis of Three Main Investment Criteria: NPV IRR and Payback Period**. China: Atlantis Press, 2022. 211 v. Disponível em: <https://www.atlantis-press.com/proceedings/icfied-22/125971510>. Acesso em: 13 jul. 2025.

DAI, X.; LI, X.; ZHANG, D.; CHEN, Y.; DAI, L. Simultaneous enhancement of methane production and methane content in biogas from waste activated sludge and perennial ryegrass anaerobic co-digestion: The effects of pH and C/N ratio. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 216, p. 323-330, 2016.

DAMACENO, F. M. **Codigestão anaeróbia do lodo obtido em abatedouros de frangos e batata-doce: valorização energética e agrônômica**. 2018. 91 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2018.

DERAL – Departamento de Economia Rural. **Números da Pecuária Paranaense**. 2025. Disponível em: https://www.agricultura.pr.gov.br/sites/default/arquivos_restritos/files/documento/2021-02/nppr_jan2021.pdf. Acesso em: 8 jul. 2025.

DUAN, Y.; WANG, Z.; GANESHAN, P.; SAR, T.; XU, S.; RAJENDRAN, K.; SINDHU, R.; BINOD, P.; PANDEY, A.; ZHANG, Z.; TAHERZADEH, M.; AWASTHI, M. Anaerobic digestion in global bio-energy production for sustainable bioeconomy: Potential and research challenges. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s. l.], v. 208, 2025.

EBNER, J. H.; LABATUT, R. A.; LODGE, J. S.; WILLIAMSON, A. A.; TRABOLD, T. A. Anaerobic co-digestion of commercial food waste and dairy manure: Characterizing biochemical parameters and synergistic effects. **Waste Management**, [s. l.], n. 52, p. 286-294, 2016.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília: Embrapa Solos/Embrapa Informática Agropecuária/Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia, 2009.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. MILHO E SORGO. **Cultivo do sorgo biomassa para cogeração de energia elétrica**. 25 ed. Sete Lagoas, 2013.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sorgo biomassa é ótima opção para geração de energia**. 2014. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/2246665/sorgo-biomassa-e-otima-opcao-para-geracao-de-energia>. Acesso em: 13 mar. 2023.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. MILHO E SORGO. **Sorgo: O produtor pergunta e Embrapa responde**. 2015.

EMERSON, K.; RUSSO, R. C.; LUND, R. E.; THURSTON, R. V. Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, [s. l.], v. 32, p. 2379-2383, 1975.

ESTADOS UNIDOS. Department of Agriculture. USDA.gov - United States Department of Agriculture. **Livestock and Products Annual**, 2024. Disponível em: <https://www.usda.gov/>. Acesso em: 07 jul. 2025.

FAEG – Federação da Agricultura do Estado do Paraná. **Estimativa de custo de produção sorgo safrinha – abril 2022**. Sistema FAEG, 2022. Disponível em: <https://sistemafaeg.com.br/storage/arquivos/Estimativa-de-Custo-de-Produ%C3%A7%C3%A3o-Sorgo-Safrinha-ABR22.pdf>. Acesso em: 8 jul. 2025.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia (UFLA)**, [s. l.], v. 35, n. 6, p. 1039-1042, 2011.

FONOLL, X.; ASTALS, S.; DOSTA, J.; MATA-ALVAREZ, J. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and fruit wastes: Evaluation of the transitory states when the co-substrate is changed. **Chemical Engineering Journal**, [s. l.], v. 262, p. 1268-1274, 2015.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; VAN HAANDEL, A.; 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**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. Capítulo 2, p. 29-52.

FORESTI, E.; ZAIAT, M.; VALLERO, M. Anaerobic Processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, [s. l.], v. 5, n. 1, p. 3-19, 2006.

FUESS, L. T.; ZAIAT, M.; LENS, P. N. L. Technological strategies for managing sugarcane vinasse in two-stage biodigestion plants: Energetic and economic aspects. **Energy Conversion and Management**, [s. l.], v. 295, 2023.

FUESS, L. T.; ZAIAT, M.; NASCIMENTO, C. A. O. do. Thermophilic biodigestion of fermented sugarcane molasses in high-rate structured-bed reactors: Alkalinization strategies define the operating limits. **Energy Conversion and Management**, [s. l.], v. 239, 2021.

FURLAN, L. B. **Produção e composição bromatológica do sorgo agri 001e em três idades e alturas de corte para silagem**. 2025. 66 f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2025.

GARCIA, M. L.; ANGENENT, L. T. Interaction between temperature and ammonia in mesophilic digesters for animal waste treatment. **Water Research**, [s. l.], v. 43, n. 9, p. 2373-2382, 2009.

GRAHAM, J. R.; HARVEY, C. R. The theory and practice of corporate finance: Evidence from the field. **Journal of Financial Economics**, v. 60, n. 2-3, p. 187-243, 2001.

HARRIS, P. W.; McCABE, B. K. Review of pre-treatments used in anaerobic digestion and their potential application in high-fat cattle slaughterhouse wastewater. **Applied Energy**, [s. l.], v. 155, p. 560-575, 2015.

HILLS, D. J.; MEHLSCHAU, J. J. Plug Flow Digestion of Dairy Manure at Different Solids Concentrations. **Transactions of the ASAE**, [s. l.], v. 27, n. 3, p. 889-893, 1984.

HUANG, X.; YUN, S.; ZHU, J.; DU, T.; ZHANG, C.; LI, X. Mesophilic anaerobic co-digestion of aloe peel waste with dairy manure in the batch digester: Focusing on mixing ratios and digestate stability. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 218, p. 62-68, 2016.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Agricultura e pecuária**. Pesquisa trimestral de abate de animais (2024). Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/21119-primeiros-resultados-2abate.html?=&t=resultados>. Acesso em: 7 jul. 2025.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Agricultura e pecuária**. Produção agropecuária/ sorgo (2025). Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/explica/producao-agropecuaria/sorgo/br>. Acesso em: 8 jul. 2025.

IPEA – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. **Inserção no mercado internacional e a produção de carnes no Brasil**. Texto para discussão, ed.2479, 2019.

JAIN, S.; JAIN, S.; WOLF, I. T.; LEE, J.; TONG, Y. W. A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic

digestion of municipal solid waste. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s. l.], v. 52, p. 142-154, 2015.

JANKE, L.; WEINRICH, S.; LEITE, A. F.; STRÄUBER, H.; RADETSKI, C. M.; NIKOLAUSZ, M.; NELLES, M.; STINNER, W. Year-round biogas production in sugarcane biorefineries: Process stability, optimization and performance of a two-stage reactor system. **Energy Conversion and Management**, [s. l.], v. 168, p. 188-199, 2018.

JUNGES, D. M.; KLEINSCHMITT, S. C.; SHIKIDA, P. F. A.; SILVA, J. R. Análise econômico-financeira da implantação do sistema de biodigestores no Município de Toledo (PR). **Revista de Economia**, [s. l.], v. 35, n. 1, p. 7-30, 2009.

KARLSSON, T.; KONRAD, O.; LUMI, M.; SCHMEIER, N.; MARDER, M.; CASARIL, C.; KOCH, F.; PEDROSO, A. **Manual básico de biogás**. 1. ed. UNIVATES, 2014.

KIANI, M. K. D.; PARSAEE, M.; ARDEBILI, S. M. S.; REYES, I. P.; FUESS, L. T.; KARIMI, K. Different bioreactor configurations for biogas production from sugarcane vinasse: A comprehensive review. **Biomass and Bioenergy**, [s. l.], v. 161, 2022.

KIEHL, E. J. **Novos fertilizantes orgânicos**. 1. ed. Piracicaba: Agronômica Ceres, 2010.

KISELEV, A.; MAGARIL, E.; GIUREA, R. Environmental and Economic Forecast of the Widespread Use of Anaerobic Digestion Techniques. **Recycling**, [s. l.], v. 9, n. 4, 2024.

KLASSEN, R. D.; MCLAUGHLIN, C. P. The Impact of Environmental Management on Firm Performance. **Management Science**, [s. l.], v. 48, n. 8, 1996.

KUNZ, A.; AMARAL, A. C. do; STEINMETZ, R. L. R. **Operacionalização de Biodigestores: Processos Bioquímicos na Digestão Anaeróbia**. Foz do Iguaçu: CIBiogás; Concórdia: Embrapa, 2016.

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

LAMOLINARA, B.; PÉREZ-MARTÍNEZ, A.; GUARDADO-YORDI, E.; DIÉGUEZ-SANTANA, K.; RUIZ-MERCADO, G. Anaerobic digestate management, environmental impacts, and techno-economic challenges. **Waste management**, [s. l.], v. 140, p. 14-30, 2022.

LEE, E.; OLIVEIRA, D.; OLIVEIRA, L.; JIMÉNEZ, E.; KIM, Y.; WANG, M.; ERGAS, S.; ZHANG, Q. Comparative environmental and economic life cycle assessment of high solids anaerobic co-digestion for biosolids and organic waste management. **Water research**, [s. l.], v. 171, 2019.

LEITE, S. A. F.; LEITE, B. S.; FERREIRA, D. J. O.; BAÊTA, B. E. L.; DANGELO, J. V. H. The effects of agitation in anaerobic biodigesters operating with substrates from swine manure and rice husk. **Chemical Engineering Journal**, [s. l.], v. 451, 2023.

LIU, T.; SUNG, S. Ammonia inhibition on thermophilic acetoclastic methanogens. **Water Sci. Technol**, [s. l.], v. 45, p. 113-120, 2002.

LUCAS JÚNIOR, J. de. **Estudo comparativo de biodigestores modelo indiano e chinês**. 1987. 114 f. Tese (Doutorado em Energia na Agricultura) – Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 1987.

MAGNI, C.; MARCHIONI, A. **Average Rates of Return, Working Capital, and NPV-Consistency in Project Appraisal: A Sensitivity Analysis Approach**. Corporate Finance: Valuation, 2020.

MASSÉ, D. I.; RAJAGOPAL, R.; SINGH, G. Technical and operational feasibility of psychrophilic anaerobic digestion biotechnology for processing ammonia-rich waste. **Appl. Energy**, [s. l.], v. 120, p. 49-55, 2014.

MAZARELI, R. C. da S.; DUDA, R. M.; LEITE, V. D.; OLIVEIRA, R. A. de. Anaerobic co-digestion of vegetable waste and swine wastewater in high-rate horizontal reactors with fixed bed. **Waste Management**, [s. l.], n. 52, p. 112-121, 2016.

McCARTY, P. L.; BROSSEAU, M. H. **Effect of High Concentrations of Individual Volatile Acids on Anaerobic Treatment**. Proceedings 18 th Purdue Industrial Waste Conference, Lafayette, Indiana: Purdue University, 1963. p. 283-296.

McCARTY, P. L.; McKINNEY, R. E. Volatile Acid Toxicity in anaerobic Digestion. **Journal W. P. C. F.**, Washington, v. 33, n. 3, p. 223-232, 1961.

MENG, Y.; LUAN, F.; YUAN, H.; CHEN, X.; LI, X. Enhancing anaerobic digestion performance of crude lipid in food waste by enzymatic pretreatment. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 224, p. 48-55, 2017.

MENGISTU, M. G.; SIMANE, B.; ESHETE, G.; WORKNEH, T. S. Factors affecting households' decisions in biogas technology adoption, the case of Ofla and Mecha Districts, northern Ethiopia. **Renewable Energy**, [s. l.], n. 93, p. 215-227, 2016.

MEYER, E. L.; OVEREN, O. K.; OBILIKE, K.; BOTHA, J. J.; ANDERSON, J. J.; KOATLA, T. A. B.; THUBELA, T.; KHAMKHAM, T. I.; NGQELENI, V. D. Financial and economic feasibility of bio-digesters for rural residential demand-side management and sustainable development. **Energy Reports**, [s. l.], v. 7, 2021.

MINITAB, LLC. **Minitab Statistical Software (Versão 21)**. 2023.

MOLINO, A.; NANNA, F.; DING, Y.; BIKSON, B.; BRACCIO, G. Biomethane production by anaerobic digestion of organic waste. **Fuel**, [s. l.], v. 103, 2013.

MONTORO, S. B.; LUCAS JR, J. de; SANTOS, D. F. L.; COSTA, M. S. S. M. Anaerobic co-digestion of sweet potato and dairy cattle manure: A technical and

economic evaluation for energy and biofertilizer production. **Journal of cleaner production**, [s. l.], v. 226, p. 1082-1091, 2019.

MONTORO, S. B.; SANTOS, D. F. L.; DE LUCAS JUNIOR, J. Exploring New Alternative Energy for Sustainable Food Production. **Circular Economy and Sustainability**, [s. l.], v. 5, p. 1923-1947, 2025.

NASCIMENTO, R. C. O uso do biofertilizante em solos agrícolas do cerrado da região do Alto Paranaíba (MG). **Boletim Goiano de Geografia**, [s. l.], v. 30, n. 2, 2010.

NILSSON, J.; MARIA ERNFORS, M.; PRADE, T.; HANSSON, P.-A. Cover crop cultivation strategies in a Scandinavian context for climate change mitigation and biogas production-Insights from a life cycle perspective. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 918, 2024.

ORRICO JUNIOR, M. A. P.; ORRICO, A. C. A.; LUCAS JUNIOR, J.; SAMPAIO, A. A. M.; FERNANDES, A. R. M.; OLIVEIRA, E. A. Biodigestão anaeróbia dos dejetos da bovinocultura de corte: influência do período, do genótipo e da dieta. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 41, p. 1533-1538, 2012.

PAHLOW, G.; MUCK, R. E.; DRIEHUIS, F.; PARDO, C.; WRIGHT, D.; SALINAS, L.; BEYER, M. Microbiology of ensiling. **Silage Science and Technology. American Society of Agronomy**, Madison, WI, p. 31-93, 2003.

PASTERIS, A. M.; HEIERMANN M.; THEUERL, S.; PLOGSTIES, V.; JOST, C.; PROCHNOW, A.; HERRMANN, C. Multi-advantageous sorghum as feedstock for biogas production: A comparison between single-stage and two-stage anaerobic digestion systems. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 358, 2022.

PEREIRA, E. da S. **Abóbora como cultura energética em codigestão anaeróbia com água residuária da suinocultura**: análise de viabilidade técnica e financeira. 2024. 116 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2024.

PENTEADO, E. D.; LAZARO, C. Z.; SAKAMOTO, I. K.; ZAIAT, M. Influence of seed sludge and pretreatment method on hydrogen Production in packed-bed anaerobic reactors. **Int J Hydrogen Energy**, [s. l.], v. 38, n. 14, p. 6137-6145, 2013.

PIÑAS, V. J. A.; VENTURINI, O. J.; LORA, E. E. S.; ROALCABA, O. D. C. Technical assessment of mono-digestion and co-digestion systems for the production of biogas from anaerobic digestion in Brazil. **Renewable Energy**, [s. l.], v. 117, p. 447-458, 2018.

POULSEN, T. G. Anaerobic digestion. *In*: **Solid waste management**. Aalborg University, 2003.

RAGEL, P.; RADDATZ, N.; LEIDI, E. O.; QUINTERO, F. J.; PARDO, J. M. Regulation of K⁺ nutrition in plants. **Frontiers in Plant Science**, [s. l.], v. 10, p. 1-21, 2019.

REN, N.-Q.; TANG, J.; LIU, B.-F.; GUO, W.-Q. Biological hydrogen production in continuous stirred tank reactor systems with suspended and attached microbial growth. **International Journal of Hydrogen Energy**, [s. l.], v. 35, n. 7, p. 2807-2813, 2010.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved Alkalimetric Monitoring for Anaerobic Digester of High-Strength Waste. **Journal Water Pollution Control Federation**, [s. l.], v. 58, n. 5, p. 406-411, 1986.

RODRIGUES, J. A. S. Utilização de forragem fresca de sorgo (*Sorghum bicolor* x *Sorghum sudanense*) sob condições de corte e pastejo. *In*: SIMPÓSIO DE FORRAGICULTURA E PASTAGENS: TEMAS EM EVIDÊNCIA, 2000, Lavras. **Anais [...]**. Lavras: UFLA, p.179-201, 2000.

RODRÍGUEZ, D. C.; BELMONTE, M.; PEÑUELA, G.; CAMPOS, J. L.; VIDAL, G. Behaviour of molecular weight distribution for the liquid fraction of pig slurry treated by anaerobic digestion. **Environmental Technology**, [s. l.], p. 419-425, 2011.

ROMERO-GÜIZA, M. S.; VILA, J.; MATA-ALVAREZ, J.; CHIMENOS, J. M.; ASTALS, S. The role of additives on anaerobic digestion: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s. l.], v. 58, p. 1486-1499, 2016.

ROSS, S. A.; WESTERFIELD, R. W.; JAFFE, J. **Administração Financeira. Corporate Finance**. 2. ed. São Paulo: Atlas, 2002.

SEIDEL, E. P.; GONÇALVES JUNIOR, A. C.; VANIN, J. P.; STREY, L.; SCHWANTES, D.; NACKE, H. Aplicação de dejetos de suínos na cultura do milho cultivado em sistema de plantio direto. **Acta Scientiarum Technology**, [s. l.], v. 32, n. 2, p. 113-117, 2010.

SENAR – Serviço Nacional de Aprendizagem Rural. **Bovinocultura: manejo e alimentação de bovinos de corte em confinamento**. Coleção SENAR, Brasília, n. 232, 2018.

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

SHOSHAA, R.; GHANIMEH, S.; ALMOMANI, F. Recent advances in plug-flow reactors for anaerobic digestion and in-depth evaluation of mixing approaches: a review. **Fuel**, [s. l.], v. 377, 2024.

SHOW, K.-Y.; ZHANG, Z.-P.; TAY, J.-H.; LIANG, D. T.; LEE, D.-J.; JIANG, W.-J. Production of hydrogen in a granular sludge-based anaerobic continuous stirred tank reactor. **International Journal of Hydrogen Energy**, [s. l.], v. 32, n. 18, p. 4744-4753, 2007.

SIGURNJAK, I.; VANEECKHAUTE, H.; MICHELS, E.; RYCKAERT, B.; GHKIERE, G.; TACK, F. M. G.; MEERS, E. Fertilizer performance of liquid fraction of digestate as synthetic nitrogen substitute in silage maize cultivation for three consecutive years. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 599-600, p. 1885-1894, 2017.

SOKOLOV, M. NPV, IRR, PI, PP, and DPP: a unified view. **Journal of Mathematical Economics**, [s. l.], v. 114, 2023.

SOLLI, L.; BERGERSEN, O.; ROALD SØRHEIM, R.; BRISEID, T. Effects of a gradually increased load of fish waste silage in co-digestion with cow manure on methane production. **Waste Management**, [s. l.], v. 34, p. 1553-1559, 2014.

STRÖMBERG, S.; NISTOR, M.; LIU, J. Towards eliminating systematic errors caused by the experimental conditions in Biochemical Methane Potential (BMP) tests. **Waste Management**, [s. l.], v. 34, n. 11, p. 1939-1948, 2014.

SUBBARAO, P.; SILVA, T.; ADLAK, K.; KUMAR, S.; CHANDRA, R.; VIJAY, V. Anaerobic digestion as a sustainable technology for efficiently utilizing biomass in the context of carbon neutrality and circular economy. **Environmental research**, [s. l.], v. 234, 2023.

SUTARYO, S.; WARD, A. J.; MØLLER, H. B. Thermophilic anaerobic co-digestion of separated solids from acidified dairy cow manure. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 114, p. 195-200, 2012.

TEJADA, M.; RODRÍGUEZ-MORGADO, B.; GÓMEZ, I.; FRANCO-ANDREUA, L.; BENÍTEZC, C.; PARRADO, J. Use of biofertilizers obtained from sewage sludges on maize yield. **European Journal of Agronomy**, [s. l.], n. 78, p. 13-19, 2016.

UÑATE-FRAGA, S.; GARCÍA-LÓPEZ, J. I.; FLORES-NAVEDA, A.; RUIZ-TORRES, N.; RAMÍREZBARRÓN, S.; HERNÁNDEZ-JUÁREZ, A.; LOZANODEL RÍO, A.; TAFOLLA-ARELLANO, J. C. Grain yield, nutritional, polyphenols and antioxidant capacity in accessions of sorghum (*Sorghum bicolor* L. Moench). **Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca**, [s. l.], v. 50, 2022.

VIEIRA, P. V. D.; FREITAS, P. S. L. de; SILVA, A. L. B. R. da; SOUZA, A. C. S.; VORONIAK, J. M. Características agronômicas e produtividade de híbridos de sorgo e milho cultivados em diferentes datas de semeadura. **Revista Caatinga**, [s. l.], v. 34, n. 4, 2021.

VIVEKANAND, V.; MULATA, D. M.; EIJSINKA, V. G. H.; HORNA, S. J. Synergistic effects of an aerobic co-digestion of whey, manure and fish ensilage. **Bioresource Tech**, [s. l.], v. 249, p. 35-41, 2018.

WEILAND, P. Biogas production: current state and perspectives. **Applied Microbiology and Biotechnology**, [s. l.], v. 85, n. 4, p. 849-860, 2010.

WERKNEH, A. A. Biogas impurities: environmental and health implications, removal technologies and future perspectives, **Heliyon**, v. 8, 2022.

WELLINGER, A.; MURPHY, J.; BAXTER, D. **The biogas handbook**: Science, production and applications. Cambridge, UK, 2013.

ZEYNALI, R.; KHOJASTEHPUR, A.; EBRAHIMI-NIKM M. Effect of ultrasonic pre-treatment on biogas yield and specific energy in anaerobic digestion of fruit and vegetable wholesale market wastes. **Sustainable Environment Research**, [s. l.], v. 27, n. 6, 2017.

ZHANG, J.; QI, C.; WANG, Y.; LI, Y.; HAN, T.; GONG, X.; SHAN, M.; LI, G.; LUO, W. Enhancing biogas production from livestock manure in solid-state anaerobic digestion by sorghum-vinegar residues. **Environmental Technology & Innovation**, [s. l.], v. 26, 2022.

ZONTA, Z.; ALVES, M. M.; FLOTATS, X.; PALATSI, J. Modeling inhibitory effects of long chain fatty acid sinthean aerobic digestion process. **Water Research**, [s. l.], v. 47, p. 1369-1380, 2013.

APÊNDICE A

Cálculos de DSS1 (CoDA)

Cálculo de quantidade de Silagem S1 para um plantel de 1.100 animais.

A quantidade de Dejeito bovino puro(DP) na carga diária é de 1.100 animais x 13 kg de produção de dejetos, totalizando 14.300 kg MN, tendo 23% de ST. Com isso a carga de MonoDA é 3.289 de ST. Se em T1 a carga de DP é 70% da carga total, então a carga total equivale a 4.698,6 kg de ST. Com isso a diferença (1.409,6 kgST) é referente à Silagem de S1 em massa seca (MS). A matéria natural da silagem de S1 apresenta 28,68% de sólidos totais, ST Silagem. Dividindo a MS pela umidade, temos a matéria natural necessária diariamente no abastecimento.

$$\begin{array}{r}
 3.289 \text{ kg ST} \text{ ---- } 70\% \\
 \times \text{-----} 100\% \\
 \hline
 x = 4.698,6 \text{ kgST}
 \end{array}
 \qquad
 \begin{array}{r}
 1.410 / 28,68\% = 4.915 \\
 4.915 \text{ kg Silagem (MN)}
 \end{array}$$

Com isso, a carga diária em MN é a soma de 14.300 kg de DP + 4.915kg de Silagem que compõem os 3% de ST da carga. Com isso temos que calcular o volume de carga completa (CC) utilizando massa seca da carga.

$$\begin{array}{r}
 4.699 \text{-----} 3\% \text{ ST} \\
 \text{CC-----} 100\% \\
 \hline
 \text{CC} = 156.633,3 \text{ Litros diários}
 \end{array}$$

Cálculo do volume do biodigestor.

Seguindo, podemos calcular o volume necessário do biodigestor.

$$\begin{aligned}
 \text{Tamanho do Biodigestor} &= 153.643,3 \text{ Litros diários} * \text{TRH (30 dias)} \\
 &= 4.698.999 \text{ litros, ou } 4.698,99 \text{ m}^3.
 \end{aligned}$$

Portanto, deverá ser orçado um reator com dimensões tais que comportem, no mínimo, um volume de 4.698,99 m³. Com base nesse volume calculado, foi orçado um biodigestor de 5000m³ seguindo recomendações do vendedor técnico.

Cálculo da quantidade de água.

Sabendo que a carga total em MN é de $14.300 + 4.915 = 19.215$ kgMN, e a carga total diária é de 156.633,3 litros, a diferença entre eles é a quantidade adicionada de água na carga diária, ou seja, $156.633,3 - 19.215 = 137.418,3$ Litros de água por dia.

Valoração do Biofertilizante

Reatores abastecidos em regime semicontínuo apresentam na saída, volume igual ao de abastecimento seguindo o deslocamento hidráulico. Portanto a carga de 156.633,33 Litros diários sai diariamente e pode ser utilizado em sua totalidade para fins agrícolas, sendo rico em nutrientes, assim podendo ser quantificado na viabilidade econômica.

A fim de valorar os nutrientes (NPK) em comparação com adubos comerciais, tais nutrientes solubilizados no biofertilizante foram convertidos em adubos comerciais equivalentes, assim, convertidos em sulfato de amônio, supersimples e cloreto de potássio, pois os valores comerciais são facilmente obtidos e úteis para a valoração.

Para quantificar os nutrientes foi utilizada a Tabela 19. O nitrogênio, em kg dia^{-1} : NTK na planta real (NTKR) = $30,54 (\text{NTK}) * 156.633,3 (\text{carga diária}) * 0,63 (\text{ST bio}/100) / 1000$; fósforo, em kg dia^{-1} : Fósforo na planta real (PR) = $7,65 (P) * 156.633,3 (\text{carga diária}) * 0,63 (\text{ST bio}/100) / 1000$; Potássio, em kg dia^{-1} : K na planta real (KR) = $3,53 (K) * 156.633,3 (\text{carga diária}) * 0,63 (\text{ST bio}/100) / 1000$. Para converter esses nutrientes, realizou-se os seguintes cálculos:

Nitrogênio em sulfato de amônio, em $\text{ton ano}^{-1} \rightarrow \text{Sulfato de amônio} = \text{NTKR} * 5 * 0,365$;

Fósforo em supersimples, em $\text{ton ano}^{-1} \rightarrow \text{Super Simples} = (\text{PR} * 2,29 / 0,18) * 0,365$;

Potássio em cloreto de potássio, em $\text{ton ano}^{-1} \rightarrow \text{Cloreto de potássio} = (\text{KR} * 1,2 / 0,6) * 0,365$;

Para converter os adubos comerciais mensurados em valores efetivos, ou seja, em $\text{R}\$. \text{ano}^{-1}$, foi pego o resultado da conversão e multiplicado pelo valor de mercado seguindo preços no porto em 2025, tendo os resultados:

Nitrogênio em Sulfato de amônio = $54,99 \text{ ton.ano}^{-1} * 995,75 = \text{R}\$53660,60$;

Fósforo em supersimples = $35,05 \text{ ton.ano}^{-1} * 1918,00 = \text{R}\$67228,13$;

Potássio em cloreto de potássio = $2,54 \text{ ton.ano}^{-1} * 2076,85 = \text{R}\$5280,65$.

A receita total anual é referente a soma destes valores, sendo de $\text{R}\$ 126169,39$.

Valoração do biogás

Para estipular a produção de biogás, foram utilizados os dados de potencial de produção, m³/kgST adicionados diariamente. Logo, a produção volumétrica produzida diariamente foi obtida pelo produto de m³/kgST dia * kgST na carga diária. (Tabela 16).

$$\begin{aligned} \text{Produção de biogás} &= 4698,57 \text{ kgST dia} * 0,4064 \text{ m}^3/\text{kgST} \\ &= 1909,59 \text{ m}^3/\text{dia}. \end{aligned}$$

A conversão do biogás em energia elétrica é obtida pelo cálculo, kWh = Produção de biogás*1,8. A receita anual pela geração de energia é obtida pela multiplicação de kWh *0,85*365, sendo o fator 0,85 o valor médio cobrado pelas distribuidoras de energia no Brasil pelo kWh.

$$\text{Conversão do biogás em kWh} = 1909,59 * 1,8 = 3437,26 \text{ kWh.d}^{-1}$$

$$\text{Receita anual} = 3437,26 * 0,85 * 365 = \text{R}\$1.066.409,91 \text{ Ano}^{-1}$$

A escolha do motor é realizada antes de calcular o kWh diário, pois utiliza a potência para o cálculo, para saber o tamanho da motobomba utilizada, a produção de biogás (1909,59 m³/dia) é cruzada com a informação de que uma motobomba de 75kW processa 35m³de biogás/h, e uma de 132 kW processa 55m³ de biogás/h. Assim, 1909,59/24h do dia, equivale à 79,56 m³ por hora, sabendo que uma motobomba de 132 kW consome 55m³/h, e uma de 75 kW consome 35 m³/h a melhor combinação é adquirir duas motobombas, uma de 75kW, e uma de 132 kW dando capacidade de 90m³ por hora.

Cálculo dos custos para produção da Silagem de Sorgo (S1)

O cálculo para a silagem necessária anualmente para atender as condições de T1 foi realizada com a multiplicação da quantidade necessária para a carga diária, e multiplicada por 365 dias, tendo 4.915 kgMN * 365 dias = 1.793.975 kg, ou 1.793,975 ton.ano⁻¹. Considerando que 1 ha tem o rendimento de 50t/ha de silagem, temos, quantidade de ha necessários para abastecimento anual do reator = 1.793,975/50 = 36 ha. Seguindo a literatura, temos o custo por ha de sorgo para a confecção de silagem que é de R\$ 8063,1457/ha.

Apresentando então um custo de R\$8063,1457 * 36 ha = R\$290.273,25 por ano.