

LUANA ALVES AKAMINE

**USO DE RECICLO E AQUECIMENTO NAS CARGAS DIÁRIAS DE
BIODIGESTORES ABASTECIDOS COM DEJETOS DE BOVINOS E BATATA
DOCE**

Botucatu

2021

LUANA ALVES AKAMINE

**USO DE RECICLO E AQUECIMENTO NAS CARGAS DIÁRIAS DE
BIODIGESTORES ABASTECIDOS COM DEJETOS DE BOVINOS E BATATA
DOCE**

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agronômicas da Unesp - Câmpus de Botucatu, para obtenção do título de Doutor em Agronomia (Energia na Agricultura)

Orientador: Prof. Dr. Jorge de Lucas Junior

Co-orientadora: Profa. Dra. Roberta Passini

Botucatu

2021

A313u

Akamine, Luana Alves

Uso de reciclo e aquecimento nas cargas diárias de biodigestores abastecidos com dejetos de bovinos e batata doce / Luana Alves

Akamine. -- Botucatu, 2021

89 p. : il., tabs., fotos

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp),
Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu

Orientador: Jorge de Lucas Junior

Coorientadora: Roberta Passini

1. Amido. 2. Digestão anaeróbia. 3. Digestato. 4. Energia renovável. 5. Tuberosas. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

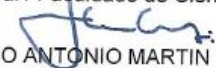
CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: USO DE RECICLO E AQUECIMENTO NAS CARGAS DIÁRIAS DE BIODIGESTORES ABASTECIDOS COM DEJETOS DE BOVINOS E BATATA DOCE

AUTORA: LUANA ALVES AKAMINE
ORIENTADOR: JORGE DE LUCAS JUNIOR
COORIENTADORA: ROBERTA PASSINI

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Doutora em AGRONOMIA (ENERGIA NA AGRICULTURA), pela Comissão Examinadora:


Prof. Dr. JORGE DE LUCAS JUNIOR (Participação Virtual)
Engenharia Rural / Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal - UNESP


P1/ Prof. Dr. MARCO ANTONIO MARTIN BIAGGIONI (Participação Virtual)
Engenharia Rural e Socioeconomia / Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu - UNESP


P2/ Prof.ª Dr.ª VALERIA CRISTINA RODRIGUES SARNIGHAUSEN (Participação Virtual)
Bioprocessos e Biotecnologia / Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu - UNESP


P3/ Prof.ª Dr.ª MONICA SAROLLI SILVA DE MENDONÇA COSTA (Participação Virtual)
Engenharia Agrícola / Universidade Estadual do Oeste do Paraná


P4/ Dr.ª JULIANA BEGA JUNQUEIRA (Participação Virtual)
Jaboticabal/SP / .

Botucatu, 25 de maio de 2021

*Ao meu melhor amigo, João Antônio,
ao meu pai, José e
ao meu irmão, Lucas.*

Dedico

AGRADECIMENTOS

A Deus, divino que tudo rege e em tudo manifesta e transforma, gratidão pela vida, por me guiar, proteger e conceder essa vitória. A toda minha família espiritual.

Ao meu companheiro e melhor amigo, João Antônio pela ajuda todos os dias no laboratório, em casa e na vida, pelo alento nos dias difíceis, por acreditar na minha capacidade e pelo amor a nossa união.

Aos meus Pais, José Akamine e Maria Inês, e a meu irmão, Lucas Yoschio, agradeço o apoio e compreensão pelos momentos de ausência.

Ao professor, Orientador, Dr. Jorge de Lucas Junior pela confiança na realização deste trabalho, pela oportunidade, contribuições e ensinamentos para meu desenvolvimento pessoal e como pesquisadora.

A professora, Co-orientadora e amiga Roberta Passini pela confiança e apoio na conquista de mais esse sonho. Manifesto meu profundo apreço e admiração.

Aos membros da banca examinadora de qualificação e defesa por se disporem a contribuir e aprimorar este trabalho.

A professora Dra. Valéria C. R. Sarnighausen por me orientar no estágio docência e voto de confiança para auxiliar com os projetos de suas alunas de iniciação científica.

A todos os Professores que passaram por minha vida, sem dúvida, minha busca e amor pelo conhecimento, foi uma construção onde todos vocês também foram responsáveis.

A Dra. Aline F. que sempre foi muito prestativa e paciente sanando minhas dúvidas tornando-se muito especial pela ajuda, troca de experiências e momentos de descontração no dia a dia do laboratório. À minha amiga Lisa pela confiança e amizade.

Aos amigos e familiares que torceram, deram forças, participam da minha vida e entenderam minha ausência. Em especial a Lúcia, Márcia, Marcos e vovó Ilda pela motivação e orações para que tudo desse certo.

Ao programa Energia na Agricultura, FCA e FCAV pelo suporte, e todos os professores e funcionários que me auxiliaram, contribuíram e participaram de alguma maneira para a realização deste trabalho e em minha formação.

Ao programa Energia na Agricultura, Unesp Botucatu, Unesp Jaboticabal e todos os professores e funcionários que me auxiliaram, contribuíram e participaram de alguma maneira para a realização deste trabalho e em minha formação.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil – CAPES – Código de financiamento 001.

A todos que contribuíram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho e de alguma forma passaram pela minha vida deixando um pouco de si.

RESUMO

A digestão anaeróbia (DA) de dejetos de animais nas propriedades rurais é uma tecnologia que visa o tratamento dos resíduos, a segurança energética e a reciclagem de insumos, com o uso do biogás e do biofertilizante. A co-digestão anaeróbia (CoDA) desses dejetos com culturas energéticas, aliada à aplicação de pré-tratamentos, é uma estratégia para aumentar a eficiência dos sistemas, tornando-os mais atrativos economicamente. Desta forma, o objetivo com este trabalho foi estudar a CoDA dos dejetos de bovinos leiteiros com batata doce, como suplemento de carbono, explorando os efeitos do reciclo do biofertilizante e do aquecimento das cargas diárias (CD), em reatores tubulares semi-contínuos (60L, tempo de retenção hidráulica de 30 dias e carga orgânica volumétrica de $0,65 \text{ gsv L}_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$). O delineamento experimental foi inteiramente casualizado em esquema fatorial com um tratamento adicional ($2 \times 2 + 1$), com quatro repetições, sendo avaliados os fatores, uso do reciclo e aplicação de aquecimento (40°C) das CD, e o tratamento controle, sem a aplicação de nenhum dos fatores. O tratamento adicional foi a monodigestão do dejetos bovino, sem aplicação dos fatores. O ensaio foi desenvolvido em temperatura ambiente, e posteriormente, em temperatura controlada (20°C), com objetivo de verificar a influência do aquecimento da CD. Ao final foi realizado o estudo de viabilidade energética do aquecimento das CD a partir do uso do biogás produzido em um sistema de DA, em escala real. As maiores ($p < 0,05$) produções diárias de biogás (ambiente externo) foram alcançadas pelos tratamentos com reciclo ($24,2 \text{ L d}^{-1}$) e com aquecimento ($24,7 \text{ L d}^{-1}$), quando comparados ao tratamento controle ($22,5 \text{ L d}^{-1}$), mostrando que a aplicação dos fatores, isoladamente, apresentou efeito positivo na CoDA de dejetos de bovinos e batata doce. O tratamento com aplicação do aquecimento (ambiente externo) apresentou as maiores ($p < 0,05$) produções específicas de biogás ($652,4 \text{ L kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$) e metano ($420,3 \text{ L kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$). Contudo, para o tratamento com reciclo reporta-se o maior teor de sólidos no afluente, advindos do reciclo, que resultou em menores rendimentos por sólidos adicionados. No ambiente controlado, os fatores aplicados isoladamente e em conjunto, não apresentaram efeito positivo, porém, a CoDA apresentou rendimento diário de biogás relevante, com acréscimo de 32,7% em relação a monodigestão. Todos os tratamentos (ambiente externo) apresentaram concentrações de alcalinidade total e acidez volátil dentro das faixas consideradas estáveis para os sistemas. O uso do reciclo promoveu maior alcalinidade nos afluentes e efluentes dos biodigestores. No cenário avaliado, a quantidade de biogás produzida como resultado do aquecimento, colaborou apenas com 35,7% do total de energia térmica requerida no processo, tendo apresentado balanço negativo. Por fim, conclui-se que a CoDA aliada a aplicação do reciclo é uma alternativa interessante para a reciclagem da energia e dos nutrientes contidos nos dejetos de bovinos leiteiros sobre as perspectivas técnica e ambiental.

Palavras-chave: amido; digestão anaeróbia; digestato; energia renovável; tuberosas.

ABSTRACT

The anaerobic digestion (AD) of animal waste on rural properties is a technology aimed at treating waste, ensuring energy security and recycling inputs, using biogas and biofertilizer. Anaerobic co-digestion (AcoD) of these wastes with energy crops, combined with the application of pre-treatments, is a strategy to increase the efficiency of the systems, making them more economically attractive. Thus, the objective of this work was to study the AcoD of dairy cattle manure with sweet potato as a carbon supplement, exploring the effects of biofertilizer recycling and heating of daily loads (DL) in semi-continuous tubular reactors (60L, hydraulic retention time of 30 days and organic loading rate of $0.65 \text{ g}_{\text{SV}} \text{ L}_{\text{reactor}}^{-1} \text{ d}^{-1}$). The experimental design was completely randomized in a factorial scheme with an additional treatment ($2 \times 2 + 1$), with four replications, being evaluated the factors, use of recycle and application of heating (40°C) of the DL, and the control treatment, without applying any of the factors. The additional treatment was the monodigestion of bovine manure, without applying the factors. The test was developed under ambient conditions, and later, at a controlled temperature (20°C), in order to verify the influence of heating on the DL. At the end, the energy feasibility study for heating the DL was carried out using biogas produced in a DA system, on a full-scale. The highest ($p < 0.05$) daily biogas productions (external environment) were reached by the treatments with recycling (24.2 L d^{-1}) and with heating (24.7 L d^{-1}) when compared to the control treatment (22.5 L d^{-1}), showing that the application of the factors, alone, had a positive effect on the CoDA of cattle and sweet potato waste. The treatment with application of heating (external environment) presented the highest ($p < 0.05$) specific productions of biogas ($652.4 \text{ L kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$) and methane ($420.3 \text{ L kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$). However, for the treatment with recycle it is reported the higher solids content in the influent, coming from the recycle, which resulted in lower yields for added solids. In the controlled environment, the factors applied separately and together did not show a positive effect, however, AcoD presented relevant daily biogas yield, with an increase of 32.7% compared to monodigestion. All treatments (external environment) presented total alkalinity and volatile acidity concentrations within the ranges considered stable for the systems. The use of recycling promoted greater alkalinity in the effluents and effluents from the biodigesters. In the evaluated scenario, the amount of biogas produced as a result of heating contributed only 35.7% of the total thermal energy required in the process, having presented a negative balance. Finally, it is concluded that CoDA combined with the application of recycling is an interesting alternative for the recycling of energy and nutrients contained in dairy cattle manure from a technical and environmental perspective.

Keywords: anaerobic digestion; digestate; renewable energy; starch; tuberous.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	Desenho esquemático do biodigestor tubular semi-contínuo: câmara de fermentação (A) e gasômetro (B).....	41
Figura 2 -	Biodigestores com manta de poliéster	44
Figura 3 -	Concentração de sólidos totais (ST) dos tratamentos, no ambiente externo (A e B, afluente e efluente, respectivamente) e ambiente controlado (C e D, afluente e efluente, respectivamente)	51
Figura 4 -	Valores de pH e relação AV/AT para o ambiente externo.....	65
Figura 5 -	Produção diária de biogás e variação de temperatura no ambiente externo	66
Figura 6 -	Produção diária de biogás e variação de temperatura no ambiente controlado	66

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Produção anual de dejetos da bovinocultura leiteira e estimativa de geração do biogás para as diferentes regiões do Brasil	24
Tabela 2 -	Dados reportados na literatura para a co-digestão de substratos	26
Tabela 3 -	Requisitos ambientais dos microrganismos anaeróbios.....	32
Tabela 4 -	Caracterização físico-química do dejetos bovino leiteiro, batata doce e resíduo utilizados.....	42
Tabela 5 -	Composição gravimétrica das cargas diárias em matéria natural dos tratamentos avaliados	43
Tabela 6 -	Parâmetros físico-químicos e metodologias utilizadas nas análises experimentais.....	46
Tabela 7 -	Caracterização físico-química dos afluentes dos tratamentos	50
Tabela 8 -	Resumo da análise de variância (valor de p) da produção diária de biogás, das produções específicas de biogás e metano (CH ₄), do teor de metano e das reduções de sólidos totais (ST _{red}) e sólidos voláteis (SV _{red}), nos dois ambientes avaliados.....	53
Tabela 9 -	Produções diárias de biogás, teores de metano e reduções de sólidos totais e sólidos voláteis para o ambiente externo.....	55
Tabela 10 -	Produções específicas de biogás e metano para o ambiente externo	55
Tabela 11 -	Produções diárias de biogás, teores de metano e reduções de sólidos totais e sólidos voláteis para o ambiente controlado.....	56
Tabela 12 -	Produções específicas de biogás e metano para o ambiente controlado	56
Tabela 13 -	Resumo da análise de variância (valores de p) para as variáveis, alcalinidade total e acidez volátil, no efluente (ambiente externo)	64
Tabela 14 -	Médias de alcalinidade total e acidez volátil no efluente (ambiente externo).....	64
Tabela 15 -	Resumo da análise de variância (valor de p) dos teores de nitrogênio (NTK), fósforo (P) e potássio (K) para o ambiente externo	68
Tabela 16 -	Teores de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) presentes nos biofertilizantes (ambiente externo)	68
Tabela 17 -	Composição da carga diária e volume do biodigestor.....	70

Tabela 18 - Produções diárias de biogás para os cenários com e sem aquecimento da carga diária.....	70
Tabela 19 - Quantidade de calor (Q) e volume de biogás necessários para o aquecimento da carga diária	71

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AcoD	Anaerobic co-digestion
BD	Batata doce
BFT	Biodigestor fluxo tubular
C	Carbono
CD	Carga diária
C/N	Relação Carbono / Nitrogênio
CoDA	Co-digestão anaeróbia
COV	carga orgânica volumétrica
CSTR	Continuously stirred tank reactor /Reator tanque de agitação contínua
DA	Digestão anaeróbia
DB	Dejetos de bovinos
GEE	Gases de efeito estufa
$\text{kg}_{\text{sv}} \text{L}^{-1} \text{d}^{-1}$	Quilograma de sólidos voláteis por litro do digestor por dia
$\text{kWh m}^{-3} \text{ biogás}$	Quilowatt-hora por m^3 de biogás
L d^{-1}	Litros por dia
$\text{L kg}_{\text{STadic}}^{-1}$	Litros por quilograma de sólidos totais adicionados
$\text{L kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$	Litros por quilograma de sólidos voláteis adicionados
MS	Matéria seca
$\text{m}^3 \text{ biogás kg}_{\text{dejeito}}^{-1}$	m^3 de biogás por kg de dejeito
$\text{m}^3 \text{ kg}_{\text{substrato}}^{-1} \text{d}^{-1}$	m^3 por kg de substrato por dia
N	Nitrogênio
PEB	Produção específica de biogás
PEM	Produção específica de metano
ST	Sólidos totais
ST_{adic}	Sólidos totais adicionados
SV	Sólidos voláteis
SV_{adic}	Sólidos voláteis adicionados
TRH	Tempo de retenção hidráulica

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	21
2	REVISÃO DE LITERATURA	23
2.1	Aspectos gerais da bovinocultura leiteira	23
2.2	Co-digestão anaeróbia.....	25
2.3	Batata doce como fonte suplementar de carbono	27
2.4	Digestão anaeróbia: processo, parâmetros de influência e subprodutos	29
2.4.1	Hidrólise	30
2.4.2	Acidogênese.....	30
2.4.3	Acetogênese	30
2.4.4	Metanogênese.....	31
2.4.5	Parâmetros físico-químicos de influência.....	32
2.4.5.1	Reciclo do biofertilizante.....	32
2.4.5.2	Temperatura de digestão anaeróbia e aquecimento do substrato	33
2.4.6	Configurações e parâmetros operacionais de digestores anaeróbios.....	36
2.4.7	Biogás e biofertilizante	37
3	MATERIAL E MÉTODOS	40
3.1	Descrição dos biodigestores	40
3.2	Substrato.....	41
3.3	Configuração do ensaio.....	42
3.4	Monitoramento do biogás.....	45
3.5	Métodos analíticos	46
3.6	Análise estatística	47
3.7	Balanco energético do aquecimento das cargas diárias.....	47
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	50
4.1	Caracterização inicial dos tratamentos	50
4.2	Produções de biogás e metano e redução de sólidos	52
4.2.1	Digestão anaeróbia dos dejetos de bovinos leiteiros.....	58
4.2.2	CoDA dos dejetos de bovinos leiteiros com batata doce.....	58
4.2.3	Reciclo do biofertilizante na CoDA	60
4.2.4	Aquecimento da carga diária na CoDA	62
4.3	Estabilidade do processo de digestão anaeróbia	63

4.4	Macronutrientes no biofertilizante	67
4.5	Balanço energético do aquecimento das cargas diárias	70
5	CONCLUSÕES.....	73
	REFERÊNCIAS	75

1 INTRODUÇÃO

O Brasil é uma consolidada potência mundial na produção de leite e exportação de proteína animal. Dado o grande volume de dejetos gerados pelos bovinos, este setor apresenta significativo potencial para geração de bioenergia e insumo para a produção agrícola, a partir da digestão anaeróbia (DA). A DA de dejetos de animais nas propriedades rurais é uma tecnologia que visa o tratamento dos resíduos, a segurança energética e a reciclagem de insumos, com o uso do biogás e do biofertilizante.

Os dejetos de bovinos possuem alta biodegradabilidade, capacidade de tamponamento e elevada concentração de amônia, fatores que otimizam o processo de DA, no entanto, os dejetos são constituídos por uma fração fibrosa, de difícil degradação, e possui baixa relação C/N, podendo apresentar menores rendimentos de biogás e, conseqüentemente de metano (NESHAT et al., 2017), se comparado a outros dejetos (suínos e aves). Desta forma, a co-digestão anaeróbia (CoDA) de dejetos de bovinos com culturas energéticas e subprodutos agroindustriais, como fonte de carbono, tem a finalidade de aumentar o potencial de produção de biogás e melhorar a estabilidade do processo (LIMA et al., 2016; HAGOS et al., 2017; NESHAT et al., 2017; PIÑAS et al., 2018).

A cultura da batata doce (*Ipomoea batatas* (L.) Lam.) apresenta alto potencial para geração de bioenergia, sendo uma hortaliça que se destaca devido à versatilidade no uso e rusticidade do plantio (ANDRADE JÚNIOR et al., 2012; VIEIRA et al., 2015; VIANA et al., 2017) estando entre as fontes de biomassa mais importantes para produção de energia renovável no Brasil (SANTANA et al., 2013; THUMÉ et al., 2013; RIZZOLO et al., 2021).

Em função do elevado teor de amido e açúcares (carboidratos facilmente hidrolisáveis) contido na batata doce (PEDROSA, 2012; SOUZA et al., 2020), quando submetida a processos biológicos, como a DA, pode alcançar considerável produção de biogás, e quando em CoDA com dejetos, pode ainda aumentar a eficiência de hidrólise e a atividade metabólica do sistema (ZHANG et al. 2018).

Apesar de apresentar um excelente potencial energético e multiplicidade de uso (FIGUEIREDO, 1993; SILVEIRA et al., 2014; VIANA et al., 2017), poucos estudos sobre o uso da batata doce para a CoDA foram realizados. Villa et al., (2020) relataram a viabilidade técnica da CoDA com dejetos de suínos, enquanto,

Damaceno, (2018) e Montoro et al., (2019), retrataram a viabilidade técnica e econômica da CoDA com lodo de abatedouro de frangos e dejetos de bovinos leiteiros, respectivamente, tendo todos os estudos, apresentado maior rendimento de CH₄ para a CoDA.

Aliada a CoDA, há técnicas, como o uso de pré-tratamentos (aquecimento, reciclo do biofertilizante, agitação, trituração, entre outros), utilizadas com o intuito de aumentar ainda mais o desempenho e estabilidade do processo da CoDA. Contudo, as vantagens a serem alcançadas com a aplicação de cada fator dependem das características físico-químicas dos substratos, por essa razão, esses fatores têm sido avaliados para uma série de resíduos.

O uso do biofertilizante no preparo das cargas é frequente em estudos que se referem a DA, primeiro por facilitar a atividade enzimática e as reações bioquímicas (GU et al., 2014) e segundo, por ser uma estratégia para fornecer alcalinidade aos reatores (KATO et al., 1999; MASIH-DAS & TAO, 2018). O reciclo do biofertilizante pode aumentar a produção de biogás com o aumento da taxa de degradação do substrato (ESTEVEZ et al., 2014; COSTA et al., 2016; NI et al., 2017; WEI et al., 2020).

A temperatura tem influência na solubilidade de compostos orgânicos, tornando-os mais disponíveis, desta forma, a temperatura interfere diretamente no tempo de degradação e estabilização do resíduo e, por conseguinte na produção do biogás (AMARAL et al., 2019a).

Diante do exposto, o objetivo com este trabalho foi estudar a influência do reciclo do biofertilizante e do aquecimento (40°C) das cargas diárias, na CoDA de dejetos de bovinos leiteiros e tubérculos de batata doce em reatores semi-contínuos. Os tratamentos foram avaliados em dois ambientes, com temperaturas distintas, com o intuito de verificar a influência da aplicação do aquecimento.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Aspectos gerais da bovinocultura leiteira

“O agronegócio brasileiro possui grande competitividade internacional, sobretudo pelos esforços historicamente dispendidos por institutos públicos de pesquisa e universidades” (OLIVEIRA et al., 2014, p. 56).

O Brasil é uma consolidada potência mundial na produção de leite. Segundo dados da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO) o Brasil é o terceiro maior produtor mundial de leite, atrás apenas dos Estados Unidos e da Índia (FAO, 2019). Em 2019, os laticínios que atuam sob algum tipo de serviço de inspeção sanitária captaram 25 bilhões de litros (IBGE, 2019a), com total de produção de 34,8 bilhões de litros (IBGE, 2019b).

Em 2017, aproximadamente 1,17 milhões de estabelecimentos agropecuários produziram leite (IBGE, 2017a), o que corresponde a 23% dos 4,9 milhões de estabelecimentos agropecuários no Brasil (IBGE, 2017b). Desta forma, torna-se evidente que a pecuária leiteira tem grande importância econômica e social para o Brasil, estando presente em todos os estados brasileiros.

Carvalho e Rocha (2019) relatam que as discussões sobre a competitividade do leite brasileiro têm sido frequentes e os gargalos encontram-se nos diversos segmentos da cadeia. Os autores colocam o problema da fragmentação da indústria no Brasil, trazendo implicações sobre a competitividade do setor, entre elas, o baixo poder de negociação na compra de insumos e a limitada capacidade de investimentos e de inovação. Do ponto de vista do governo, citam que algumas distorções são referentes à alta tributação e à baixa qualidade na oferta de energia elétrica no meio rural causando perdas na produção, na qualidade do leite e no capital investido em equipamentos.

Para os setores da agricultura e bovinocultura alcançarem melhor eficiência de produção, é indispensável o progresso dessas discussões envolvendo todos os elos da cadeia, de modo a vencer efetivamente as barreiras existentes e garantir a eficiência de produção aliada à sustentabilidade.

A agropecuária é uma atividade considerada como uma das principais fontes de emissões de gases de efeito estufa (GEE), ao contrário dos países considerados desenvolvidos, nos quais a energia e o transporte são as maiores fontes de emissão

desses gases poluentes (BLEY JR, 2015). Em adição, a emissão de GEE tem aumentado ao longo do tempo devido ao consumo de combustíveis fósseis, aos desmatamentos e à agricultura intensiva (BLEY JR, 2015).

O país tem a oportunidade de seguir desenvolvendo com menor impacto ambiental, dado que o grande volume de resíduos gerados neste setor passou a ser considerado um subproduto, com significativo potencial para geração de bioenergia e insumo para a produção agrícola, a partir do biogás o do biofertilizante.

Em 2019 o efetivo de vacas ordenhadas foi de 16,27 milhões (IBGE, 2019c). Na Tabela 1 demonstra-se a estimativa do potencial energético (GWh ano⁻¹), para cada região do Brasil, considerando o volume de biogás passível de ser produzido, a partir da quantidade de dejetos gerado e número de vacas ordenhadas.

Segundo Matos (2005), uma vaca leiteira (peso médio de 400 kg) produz de 38 a 50 kg de excretas diariamente, sendo deste total, 28 a 32 kg de fezes e o restante, de urina. Contudo, quando os animais não são mantidos em sistema de confinamento, a quantidade de resíduo coletada para o biodigestor dependerá do tempo de permanência dos animais nas instalações e do manejo adotado. Para o cálculo de produção dos resíduos foi adotado 5 kg por animal, levando em consideração que a maior parte dos produtores adotam sistemas de produção semi-intensivos, possuindo estruturas mais simples e mantendo os animais nas instalações somente no momento da ordenha e/ou para alimentação suplementar (cerca de 2 horas diárias).

Tabela 1 - Produção anual de dejetos da bovinocultura leiteira e estimativa de geração do biogás para as diferentes regiões do Brasil

Região	Nº animais ¹	Prod. de resíduos ² (ton ano ⁻¹)	Prod. de biogás ³ (m ³ ano ⁻¹)	Pot. Energético ⁴ (GWh ano ⁻¹)
Norte	2.282.363	4.165.312	158.281.874	226
Nordeste	3.457.910	6.310.686	239.806.059	343
Sudeste	4.737.955	8.646.768	328.577.179	470
Sul	3.285.001	5.995.127	227.814.819	326
Centro-Oeste	2.507.462	4.576.118	173.892.490	249
Brasil	16.270.691	29.694.011	1.128.372.421	1.614

¹IBGE (2019c) - Vacas ordenhadas;

²Autor – 5kg animal⁻¹;

³Oliveira, (1993) - 0,038 m³ biogás kg_{dejetos}⁻¹.

⁴Sganzerla, (1983) – 1,43 kWh m⁻³ biogás.

Considerando um consumo médio residencial de 162,2 kWh mês⁻¹ (EPE, 2020), o potencial energético estimado apresenta a capacidade de suprir a demanda anual de 829 mil residências.

O Brasil tem grande potencial para a produção de biogás a partir dos resíduos gerados na agropecuária e agroindústria, com adicional das culturas energéticas. Entretanto, esse potencial é pouco explorado dentro das expectativas e possibilidades que representa, frente aos benefícios que poderia oferecer, não somente no âmbito ambiental, mas também social e econômico.

Tendo em vista o cenário do agronegócio brasileiro, quanto à dependência de insumos externos, como os fertilizantes convencionais, a reciclagem de nutrientes com o uso de biofertilizantes mostra-se como uma alternativa prática, inteligente e sustentável.

O tema biogás, bem como o potencial de produção do Brasil, têm atraído a atenção de instituições governamentais, empresas brasileiras e internacionais e centros de pesquisa e desenvolvimento. Portanto, iniciativas no sentido de desenvolver e consolidar essa fonte renovável de energia se tornam essenciais para que haja progresso e desenvolvimento tecnológico neste setor (MARIANI et al., 2014).

2.2 Co-digestão anaeróbia

Na busca pela melhor eficiência e desempenho dos sistemas de digestão anaeróbia (DA), pesquisas vêm sendo realizadas associando os dejetos de animais a materiais vegetais, com a finalidade de aumentar o potencial de produção de biogás e melhorar a estabilidade no processo (LIMA et al., 2016; HAGOS et al., 2017; NESHAT et al., 2017). Essa associação de dois ou mais materiais é chamada co-digestão anaeróbia (CoDA) (MATA-ALVAREZ et al., 2000; LEHTOMÄKI et al., 2007).

A inclusão de materiais vegetais ou co-substratos no meio em digestão é indicada por proporcionar um equilíbrio da relação C/N fornecendo carbono adicional, equilibrando assim a relação C/N dos dejetos de animais (MATA-ALVAREZ et al., 2014). A relação C/N dos dejetos de bovinos pode variar de 6 a 20, (AL SEADI, 2002), e frequentemente é associada a baixos rendimentos de metano, em compensação esses resíduos possuem alta biodegradabilidade, capacidade de

tamponamento e concentração de amônia, fatores que otimizam o processo de CoDA (MATA-ALVAREZ et al., 2014).

Os co-substratos utilizados na CoDA podem ser culturas energéticas, resíduos agrícolas e de alimentos e subprodutos agroindustriais (LEHTOMÄKI et al., 2007; CAVINATO et al., 2010; ZARKADAS et al., 2015). Geralmente esses subprodutos e resíduos apresentam menores potenciais de produção de biogás se comparados às culturas energéticas. A Tabela 2 mostra a compilação de algumas referências nas quais foram reportados aumentos na produção específica de metano (PEM) com a adição de co-substratos no processo de DA.

Tabela 2 - Dados reportados na literatura para a co-digestão de substratos

Substrato	Reator (Temperatura)	Relação da mistura (base)	PEM (L kg _{SV} ⁻¹)	CH ₄ (%)	SV _{red.} (%)	Referências
DB:BD	RSC (TA)	100:0 (ST)	307	65	61	Montoro et al. (2019)
		50:50 (ST)*	444	63	84	
Lodo de flotador:BD	RSC (CM, 34°C)	100:0 (ST)	208	61	21	Damaceno et al. (2019a)
		40:60 (ST)*	342	63	31	
DB:cascas de batata	Batelada (CM, 36°C)	100:0 (SV)	147	59	49	Sanaei- Moghadam et al. (2014)
		80:20(SV)*	348	62	64	
DB:subproduto da BS	Batelada (CM, 35°C)	0:100 (ST)	226	54	63	Aboudi et al. (2016)
		50:50 (ST)*	314	-	53	
DB:resíduos de alimentos	CSTR (CT, 55°C)	100:0 (MN)	207	-	53	Zarkadas et al. (2015)
		75:25(MN)*	385	-	72	
DB: silagem de tritcale e milho	CSTR (CM, 37°C)	100:0 (SV)	131	57	-	Giuliano et al. (2013)
		50:50 (SV)	208	56	-	

PEM: produção específica de metano. SV_{red.}: redução de SV. DB: dejetos de bovinos. BD: batata doce. DS: dejetos de suínos. BS: beterraba sacarina. ST: base em sólidos totais. SV: base em sólidos voláteis. MN: matéria natural. n.d: não detalhado. CSTR: Continuously stirred tank reactor. RSC: reatores semi-contínuos. TA: temperatura ambiente. CM: condições mesofílicas. CT: condições termofílicas. *Melhor condição estudada.

Fonte: Autor (2021).

Moller et al. (2004) caracterizaram os DB leiteiros produzidos por animais com diferentes dietas. Segundo os autores, o DB possui: carboidratos totais (53,4 – 71,1%), carboidratos facilmente degradáveis (31,8 – 55,6%), carboidratos não degradáveis (15,5 – 25,2%), proteína (7,6 - 20,2%), lipídeos (5,4 – 8,1%), lignina (7,4 – 17,7%) e fibra bruta (20,9 – 36,9%).

Carboidratos, proteínas e lipídios, quando biodigeridos isoladamente, apresentam produção específica de biogás (PEB) de 0,83; 0,72 e 1,43 m³ kg_{SV}⁻¹, com teores de metano de 50, 72 e 70%, respectivamente (JENDE et al., 2015). Quando essas moléculas são submetidas à CoDA em proporções adequadas, ocorre uma sinergia entre elas que proporciona maior estabilidade ao processo e os aspectos quantitativos e qualitativos relacionados ao biogás se somam (DAMACENO, 2018).

2.3 Batata doce como fonte suplementar de carbono

As culturas energéticas como a cana de açúcar, o milho e a beterraba sacarina são responsáveis por suprir parte da demanda energética no mundo. Com base nas condições ambientais e nas políticas governamentais, diferentes matérias-primas e tecnologias de conversão foram priorizadas e comercializadas em diferentes países (SURENDRA et al., 2018). A produção de etanol a partir da cana de açúcar, por exemplo, tem sido extensivamente empregada em países tropicais como o Brasil.

A cultura da batata doce (*Ipomoea batatas* (L.) Lam.) apresenta relevante potencial para geração de bioenergia (DAMACENO et al., 2019a; MONTORO et al., 2019). É uma hortaliça que se destaca devido à versatilidade no uso e rusticidade do plantio (ANDRADE JÚNIOR et al., 2012; VIEIRA et al., 2015) estando entre as fontes de biomassa mais importantes para produção de energia renovável (SANTANA et al., 2013; THUMÉ et al., 2013). Dentre as várias possibilidades de uso da cultura, destaca-se a produção de etanol (SILVEIRA et al., 2014).

A batata doce (BD) é considerada uma matéria-prima em locais onde as condições climáticas não são favoráveis ao cultivo de outras culturas energéticas (SILVA et al., 2018).

A caracterização de 12 cultivares de BD foi realizada por Andrade Júnior et al. (2012), que encontraram na matéria seca (27,3%) das raízes: 16 - 24% de amido;

2,3 - 3,5% de açúcares totais; 3,9 – 4,6% de proteínas; 7,6 - 8,1% de fibra bruta e 0,6 - 0,8 de lipídeos. Segundo dados de Viana (2009), que avaliou oito genótipos de batata-doce, o valor médio de amido nas raízes é de 53% da matéria seca. Em caracterização de 10 diferentes genótipos de batata doce, Pedrosa (2012), encontrou 17,2% de FDN (fibra em detergente neutro) e 9% de FDA (fibra em detergente ácido), ambos na matéria seca.

Segundo Braun et al. (2010), o amido é o principal carboidrato presente nos tubérculos, seguido dos açúcares: glicose, frutose, sacarose e maltose. Os tubérculos, ao atingir a maturação fisiológica, apresentam grânulos de amido e quantidades variáveis desses açúcares, conforme as condições ambientais e de cultivo, cultivar e da interação entre estes fatores (SANTERRE et al., 1986).

Em função do teor de carboidratos e açúcares facilmente hidrolisáveis, a BD quando submetida a processos biológicos, como a DA, pode apresentar uma alta produção de biogás. A cultura da batata em geral, tubérculos e partes da planta, apresenta excelente biodegradabilidade anaeróbia e produção de metano, variando entre 276 e 400 L $\text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$ (WELLINGER et al., 2013). Conforme relatado por Ge et al. (2014), o rendimento médio de CH_4 a partir da DA da BD foi de 316 $\text{LN kg}_{\text{SV}}^{-1}$.

Os tubérculos quando utilizados na CoDA, podem entrar em pequenas proporções no substrato, podendo ser oriundo de um produto excedente ou descarte, com menor valor comercial no mercado (VILLA et al., 2020). Segundo Mussoline e Wilkie (2015), os rejeitos da cultura da batata doce podem ser usados como matérias-primas potenciais para a DA para gerar biogás e ajudar a compensar a energia necessária para produzir etanol a partir da batata-doce.

Apesar da batata doce apresentar um excelente potencial para a produção de biocombustíveis, com multiplicidade de uso (FIGUEIREDO, 1993; SILVEIRA et al., 2014; VIANA et al., 2017), poucos estudos sobre seu uso para a CoDA foram realizados. Villa et al., (2020) relataram a viabilidade técnica da CoDA com dejetos de suínos, enquanto, Damaceno, (2018) e Montoro et al., (2019), retrataram a viabilidade técnica e econômica da CoDA com lodo de abatedouro de frangos e dejetos de bovinos leiteiros, respectivamente, tendo todos os estudos, apresentado maior rendimento de CH_4 para a CoDA.

Desta forma, a CoDA dos dejetos e/ou resíduos com a BD não só se apresenta como um tratamento eficiente para uma série de resíduos combinados, como possibilita obter rendimentos de metano mais elevados do que aqueles

relatados para os materiais digeridos de forma isolada. Além do melhor desempenho alcançado com a mistura de substratos, há técnicas, como o uso de pré-tratamentos, com o intuito de aumentar ainda mais a eficiência da CoDA.

A DA das ramas da batata doce, dos resíduos das culturas e silagens ainda não é aplicada em grande escala no Brasil. No entanto, há diversos estudos sobre as ramas da batata doce para uso na alimentação animal (NETO et al., 2011; VIANA et al., 2011; ANDRADE JÚNIOR et al., 2012; FIGUEIREDO et al., 2012), tornando o cultivo ainda mais atrativo.

Assim, faz-se necessário, o incentivo à inserção de tecnologias, o desenvolvimento de novos setores produtivos (KONRAD et al., 2016) e o estudo de viabilidade técnica e econômica nas diversas configurações para validar a utilização da BD para a produção de biogás. Esses novos setores de produção de bioenergia podem proporcionar o desenvolvimento econômico-social, uma vez que surgem novas atividades econômicas para os agricultores e famílias rurais (SILVEIRA et al., 2014; TABORDA et al., 2015; SOCOLOSKI et al., 2017; SILVA et al., 2018).

2.4 Digestão anaeróbia: processo, parâmetros de influência e subprodutos

A digestão anaeróbia (DA) é um processo biológico que ocorre na ausência de oxigênio molecular, no qual um conjunto simbiótico de microrganismos específicos metabolizam a matéria ou substratos orgânicos por meio de complexas reações bioquímicas (CHYNOWETH et al., 1971; FORESTI et al., 1999). No decorrer do processo, compostos orgânicos complexos como carboidratos, proteínas e lipídios são convertidos em substâncias mais simples, até a formação de gases (ANGELIDAKI et al., 1993; GERARDI, 2003; AMARAL et al., 2019a). Estes gases gerados se desprendem do meio originando o biogás, constituído principalmente de metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), possibilitando a remoção de parte da matéria orgânica carbonácea da fase líquida, transferida para fase gasosa, viabilizando a estabilização da água residuária (FORESTI et al., 1999).

Dentre os benefícios do processo de DA, Chynoweth et al. (1999) apontam: a geração de uma fonte energética renovável (biogás), a reciclagem de nutrientes (biofertilizante), a redução de patógenos (parasitas, bactérias, fungos e vírus) e a diminuição da emissão de gases de efeito estufa (GEE).

As conversões do material orgânico complexo via DA se dividem em quatro fases sequenciais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, sendo realizadas por grupos diversificados de microrganismos, portanto, qualquer fator que influencie na fisiologia dos mesmos poderá afetar a simbiose, a cinética das reações e logo, o desempenho do processo (FORESTI et al., 1999; CHERNICHARO, 2007; AMARAL et al., 2019a).

2.4.1 Hidrólise

Na hidrólise, primeira fase do processo de DA, grupos de bactérias fermentativas excretam enzimas extracelulares que hidrolisam compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídeos) (AMARAL et al., 2019a). Enzimas como celulase, entre outras, catalisam a quebra de carboidratos a mono e dissacarídeos; a protease transforma proteínas em aminoácidos; e a lipase degrada lipídios a ácidos graxos de longas cadeias carbônicas (C₁₅ a C₁₉) e glicerol (FORESTI et al., 1999; GERARDI, 2003).

O tempo de duração da hidrólise depende das características do substrato, sendo de poucas horas para carboidratos e alguns dias para proteínas e lipídios. Lignocelulose e lignina são hidrolisadas mais lentamente, muitas vezes de maneira incompleta (AMARAL et al., 2019a). Desta forma, esta fase impõe a velocidade global de degradação da DA como um todo, podendo ser considerada como etapa limitante do processo (FORESTI et al., 1999; GERARDI, 2003; AMARAL et al., 2019a).

2.4.2 Acidogênese

Nesta etapa, os produtos da hidrólise são metabolizados pelas bactérias acidogênicas e expelidos na forma de compostos orgânicos ainda mais simples, como ácidos graxos voláteis (AGVs) de cadeia curta (1 a 5 carbonos, tais como os ácidos fórmico, acético, propiônico, butírico e valérico), álcoois, dióxido de carbono (CO₂), hidrogênio (H₂), amônia (NH₃) e sulfeto de hidrogênio (H₂S). (GERARDI, 2003; AMARAL et al., 2019a).

2.4.3 Acetogênese

Na acetogênese, os ácidos orgânicos e demais produtos da acidogênese são convertidos, por reações endotérmicas, principalmente em acetato (CH_3COOH^-), H_2 e CO_2 (compostos que serão utilizados pelos microrganismos metanogênicos para produção de metano e gás carbônico) (FORESTI et al., 1999). Nesta fase, dois grupos de bactérias são atuantes. As bactérias sintróficas acetogênicas transformam ácidos orgânicos em álcoois, ácido acético (CH_3COOH), H_2 e o CO_2 . As bactérias homoacetogênicas utilizam o H_2 e o CO_2 para a produção de ácido acético (AMARAL et al., 2019a).

“A sintrofia entre organismos dos grupos microbianos diferentes permite que ambos apresentem crescimento, assegurando a viabilidade de produção de acetato a partir de ácidos orgânicos” (AMARAL et al., 2019a, p. 16).

2.4.4 Metanogênese

Por fim, na metanogênese, evidenciam-se organismos denominados arqueas, responsáveis pela produção de metano (CH_4) e

dióxido de carbono (CO_2), podendo ocorrer por diferentes vias metabólicas (acetoclástica ou acetotrófica e hidrogenotrófica), através de reações exotérmicas (AMARAL et al., 2019a). As arqueas metanogênicas acetoclásticas convertem o ácido acético, tendo como produtos resultantes, CH_4 e CO_2 (Equação 1). As arqueas metanogênicas hidrogenotróficas convertem H_2 e CO_2 a CH_4 e água (H_2O) (Equação 2) (AMARAL et al., 2019a).

Metanogênese acetoclástica:



Metanogênese hidrogenotrófica:



O CH_4 produzido nesta última fase, advém da via acetoclástica a uma proporção de 70% (FORESTI et al., 1999; JAIN et al., 2015) a 85% (GERARDI, 2003). Contudo, Amaral et al. (2019) ponderam para o fato de que este percentual pode ser mais dinâmico conforme o resíduo ou substrato, visto que as

metanogênicas acetoclásticas são sensíveis a oscilações de pH e altas concentrações de NH_3 , a qual é característica de resíduos da agropecuária.

2.4.5 Parâmetros físico-químicos de influência

O metabolismo dos microrganismos anaeróbios é dependente de múltiplos fatores (Tabela 3) que devem ser considerados e controlados para que o processo de fermentação seja estável e eficiente quanto à produção de biogás e metano (ROMERO-GÜIZA et al., 2016).

Tabela 3 - Requisitos ambientais dos microrganismos anaeróbios

Parâmetros	Referências	
	Gerardi, (2003)	Wellinger et al. (2013)
Temperatura - CM (C°)	30 – 35	35 - 40
pH	6,8 – 7,2	6,8 – 7,5
Relação C/N	25/1	20 - 30/1
TRH (dias)	10 - 15	-
Alcalinidade (mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$)	1500 - 3000	1500 - 3000
Acidez volátil (mg L^{-1})	50 - 500	50 - 500
AV/AT	0,1 – 0,2	0,3 – 0,4

AV/AT: Relação acidez volátil / alcalinidade total. CM: condições mesofílicas.

2.4.5.1 Reciclo do biofertilizante

No processo de DA, há biomassas que apenas diluídas apresentam bons rendimentos de biogás, com relativa facilidade de degradação, contudo outras são mais difíceis de serem degradadas pelos microrganismos envolvidos no processo, apresentando lenta degradação, sendo necessária a inoculação (LUCAS JUNIOR et al., 1993).

O biofertilizante, pode ser utilizado como inóculo e/ou diluente do substrato na DA. Além de substituir a água limpa, o biofertilizante é rico em microrganismos ativos, o que garante a presença de bactérias adaptadas ao ambiente anaeróbio, evitando perda de tempo no processo de aclimação (DAMACENO et al., 2019b). O uso do reciclo é frequente em estudos que se referem a DA, primeiro por facilitar a

atividade enzimática e as reações bioquímicas (GU et al., 2014) e segundo, por ser uma estratégia para fornecer alcalinidade aos reatores (KATO et al., 1999).

O reciclo pode aumentar a produção de biogás com o aumento da taxa de degradação do substrato, como observado por Costa et al. (2016) na DA de DB e por Ni et al. (2017) na DA de dejetos de suínos.

Na CoDA, o uso do reciclo pode ainda promover a biodegradabilidade de compostos mais complexos, como observado por Wei et al. (2020), os quais utilizaram a fração líquida do biofertilizante como pré-tratamento da palha de milho para posterior CoDA com DB em sistema batelada, sob condições mesofílicas (35°C). Os autores relataram um aumento de 42% na PEM (238 L kg_{sv}⁻¹), decorrente da taxa de degradação das fibras (celulose, hemicelulose e lignina). Além disso, foi verificado maior estabilidade do processo de CoDA e maior diversidade na população bacteriana e arqueas.

Estevez et al. (2014), avaliaram a CoDA de dejetos de bovinos e *Salix* (40:60%, com base em SV), com recirculação de biofertilizante. Em sistema CSTR (COV: 2,6 g_{sv} L_{reator}⁻¹ d⁻¹), sob condições mesofílicas (37°C), os autores relataram que a recirculação do biofertilizante aumentou em 16% a PEM (215 L kg_{sv}⁻¹), entretanto, verificaram que ao longo do tempo a recirculação poderia causar uma redução na eficiência do processo, devido ao acúmulo de sólidos.

2.4.5.2 Temperatura de digestão anaeróbia e aquecimento do substrato

Dentre os fatores físicos que influenciam o crescimento microbiano, a temperatura é um dos mais importantes na seleção das espécies, em virtude dos microrganismos não serem capazes de controlar sua temperatura interna, a qual é então estabelecida pela temperatura ambiente (CHERNICHARO, 2007).

O valor da temperatura é determinante na velocidade do metabolismo e crescimento das células bacterianas, que por sua vez influencia na estrutura da comunidade microbiana, e desta forma alteram a dinâmica populacional do reator e a cinética das reações bioquímicas que acontecem na DA (FORESTI et al., 1999; SOBRINHO, 1999; MONTEGGIA; PERVIN et al., 2013).

A temperatura também exerce influência na solubilidade de compostos orgânicos, tornando-os mais disponíveis (AMARAL et al., 2019a). Portanto a

temperatura interfere diretamente no tempo de degradação e estabilização do resíduo e, por conseguinte na produção do biogás (DAMACENO, 2018).

Há diferentes microrganismos que têm o seu metabolismo e desenvolvimento característico em distintas faixas de temperatura, sendo eles: psicrófilos (0 - 20°C), mesófilos (20 – 40°) e termófilos (>40°C) (KATO et al., 1999). Para cada uma dessas faixas são avaliados três valores de temperaturas: temperatura máxima e mínima, as quais definem os limites da faixa de temperatura em que o crescimento microbiano é possível, e a temperatura ótima, cujo crescimento é máximo (CHERNICHARO, 2007).

A faixa ideal para os microrganismos mesófilos é entre 30 e 35°C sendo considerada a mais indicada para o processo de DA, pois é menos susceptível às inibições e abriga maior diversidade de microrganismos metanogênicos (GERARDI, 2003). A maioria dos digestores anaeróbios é operada na faixa mesofílica, embora seja possível a operação na faixa termofílica, a qual apresenta alta capacidade de eliminação de patógenos, no entanto, além dos altos custos operacionais, os digestores termofílicos são mais suscetíveis à instabilidade no processo (GERARDI, 2003; CHERNICHARO, 2007).

Mudanças abruptas de temperatura (>2°C) podem prejudicar o desempenho dos microrganismos metanogênicos, que é o grupo mais sensível às variações de temperatura, por essa razão, regiões com grande amplitude térmica apresentam produção desuniforme de biogás (AMARAL et al., 2019a).

Avaliando a DA de dejetos de novilhos superprecoces em temperaturas controladas, Costa et al. (2016) observaram que as maiores produções de biogás ocorreram na faixa mesofílica (35 ou 40°C), com o uso de inóculo.

Na prática, a avaliação da DA em condições de temperatura abaixo de 20°C é importante, pois pode refletir o desempenho de um biodigestor em regiões de clima frio ou em países onde as alterações de temperatura são significativas no inverno.

No intuito de aumentar a biodegradabilidade de compostos orgânicos mais complexos, os substratos podem ser submetidos à pré-tratamentos (PT) térmicos antes do processo de DA. Os PT são utilizados para aumentar a produção de metano, superando a limitação da hidrólise, que inclui a solubilização e biodegradação das partes hemicelulósicas e ligninas dos substratos (RAFIQUE et al., 2010).

Nos trabalhos encontrados na literatura, foi observado que a escolha da temperatura utilizada no pré-tratamento (PT) térmico, com o intuito de aumentar o rendimento de metano, depende da composição do substrato.

Até o momento, não foram encontrados estudos sobre o pré-tratamento térmico da BD para a DA ou CoDA. Para outros tipos de substratos, como a beterraba sacarina, Wang (2011) observou que o PT térmico (70°C por 1 hora) aplicado no substrato (90/10 - inóculo/ beterraba) apresentou maior rendimento de metano (661 L kg^{SV}ad⁻¹), comparado aos tratamentos ultrassônico e químico. O autor verificou que diferentes PT têm efeitos distintos em diferentes substratos e proporções de mistura de inóculo e substratos. Observou também que o PT químico não é adequado para substratos ricos em carboidratos e facilmente degradáveis como a beterraba sacarina. Podendo se estender a BD.

Qiao et al. (2011) e Passos et al. (2017) ao avaliarem o PT térmico do DB, em digestores batelada, a 100 e 170°C, respectivamente, relataram que o rendimento final de metano do substrato não foi aumentado. Rafique et al. (2010), explicam que temperaturas mais altas, acima de 100°C, não necessariamente aumentam a produção de biogás, e podem ser atribuídas à diminuição da biodegradabilidade do substrato devido à possível formação de complexos orgânicos e compostos tóxicos. Desta forma, o acréscimo da produção de biogás e aumento da acessibilidade e degradabilidade do substrato, pode estar associado ao aumento moderado da temperatura.

A prática mais adotada para aquecimento, seja do afluente, como um PT térmico, ou do substrato em um biodigestor, é a utilização de serpentinas como trocador de calor, onde circula um fluido aquecido através da biomassa. Por meio de processos de transferência de calor, o substrato é aquecido até a temperatura desejada (AMARAL et al., 2019b). O fluido (água) circulante pode ser aquecido, com a utilização do biogás (SILVA et al., 2005), ou ainda, através da troca térmica no arrefecimento de motores a biogás, em sistemas de cogeração para a produção combinada de calor e eletricidade (DALPAZ et al., 2020).

A produção de calor em caldeiras e aquecedores é a forma mais comum e simples de aplicar o biogás. A eficiência de conversão na produção de calor a partir do biogás é normalmente de 75 a 85% (WELLINGER et al., 2013).

A Alemanha possui o maior número de plantas comerciais de geração de energia elétrica a biogás, e em virtude das temperaturas moderadas, o aquecimento

dos biodigestores adquire relevância substancial. Nas usinas de cogeração, de 20 a 40% do total de calor produzido é utilizado para aquecer o biodigestor (WEITHÄUSER et al., 2010).

2.4.6 Configurações e parâmetros operacionais de digestores anaeróbios

Em razão das múltiplas características físico-químicas e biológicas dos substratos e da finalidade destinada, diversas configurações de reatores foram desenvolvidas (POSTEL et al., 2010).

Os reatores são classificados com base no design do reator e parâmetros operacionais, como: regime de alimentação (batelada, contínuo e semi-contínuo), temperatura de operação, divisão das fases do processo e concentração de sólidos no reator (DA úmida e seca) (JAIN et al., 2015).

Na fermentação em batelada, a alimentação do reator é realizada uma única vez permanecendo na câmara digestora até o fim do tempo de retenção selecionado. Ao fim do tempo de retenção, todo o biofertilizante tratado e estabilizado é retirado da câmara digestora e uma nova alimentação é realizada (POSTEL et al., 2010).

No modo de alimentação semicontínua e contínua, os reatores são alimentados regularmente, no mínimo uma vez ao dia e sua abertura só é realizada para manutenção. A carga que ingressa no digestor, por meio de diferença hidráulica, desloca um volume equivalente de efluente que é evacuado para um reservatório de biofertilizante (POSTEL et al., 2010). Os modelos clássicos desta categoria são o indiano, o chinês e o fluxo tubular (lagoa coberta/plug flow), sendo o último mais utilizado nas propriedades rurais no Brasil (AMARAL et al., 2019b).

O biodigestor fluxo tubular (BFT) tem sido o mais empregado no meio rural para o gerenciamento dos efluentes da produção animal. Em geral, não possuem sistemas de aquecimento e agitação, desta forma, é adotado um tempo de retenção hidráulica (TRH) mais elevado (30 dias) com baixa concentração de sólidos ($\leq 3\%$ sólidos totais) e baixa carga orgânica volumétrica ($0,3$ a $0,5$ kgsv m^{-3} reator d^{-1}) (AMARAL et al., 2019a). A falta do sistema de aquecimento implica na variação da temperatura da biomassa que atinge aproximadamente a temperatura do ambiente circundante (GERARDI, 2003), apresentando implicações diretas no potencial de geração de biogás, a qual será bastante acometida em regiões com inverno mais

rigoroso (ex.: região Sul do Brasil) (AMARAL et al., 2019a). Segundo Monteggia e Sobrinho (1999), a temperatura medida a meia profundidade em uma lagoa situa-se na faixa de 2 a 4°C acima do valor médio da temperatura do ar no mês mais frio do ano.

O aquecimento da carga de alimentação e o reciclo do biofertilizante são estratégias operacionais que podem ser empregados para aumentar a eficiência energética do BFT.

2.4.7 Biogás e biofertilizante

A DA tem se difundido por sua capacidade de gerar energia limpa e renovável, tratar resíduos e reciclar nutrientes, por meio do biogás e biofertilizante (EBNER et al., 2016), sendo muito estudada por diversos pesquisadores no mundo. A DA de culturas energéticas, especialmente a silagem de milho, para produção de biogás é uma das tecnologias de conversão de biomassa mais comumente praticada em bioenergia nos países da União Europeia (UE), como a Alemanha (SURENDRA et al., 2018). Nos Estados Unidos, a DA tem sido amplamente empregada para tratar resíduos de animais e de alimentos (USEPA, 2020).

No Brasil, a DA ainda é uma tecnologia emergente (KUNZ et al., 2009), apesar do grande potencial para aproveitamento energético dos resíduos agrossilvopastoris e agroindustriais disponíveis no país (ABILOGÁS, 2015). Em 2019, o número de usinas de biogás operando no Brasil era de aproximadamente 486 plantas (CIBILOGÁS, 2020) e na Europa, em 2018, foi registrado 18.202 instalações de biogás, correspondente a uma capacidade elétrica instalada (IEC) de 11,082 MW e 63,511 GWh de biogás produzido (EBA, 2018).

O biogás é composto por, aproximadamente, entre 50 a 75% de CH₄, e 25 a 60% de CO₂ e impurezas (vapor de água, H₂, H₂S, NH₃, entre outros elementos traço), tendo sua composição influenciada principalmente pelos substratos utilizados, pela técnica de fermentação e pelas diferentes tecnologias de construção de usinas (FRIEHE et al., 2010). O poder calorífico do biogás depende da porcentagem de CH₄ existente (5.000 a 7.000 kcal m⁻³ ou de 20,93 a 29,37 MJ) e proporciona o carácter energético ao biogás, possibilitando sua conversão em energia térmica, elétrica e mecânica (WELLINGER et al., 2013).

Diante da necessidade de mitigação de emissões de gases de efeito estufa (GEE), da redução das reservas de combustíveis fósseis e do aumento da demanda e preços destes, o biogás tem emergido não somente como uma das soluções capazes de minimizar questões vinculadas ao aquecimento global e gerenciamento de resíduos, mas também como fator capaz de equacionar problemas de segurança energética (KALTSCHMITT et al., 2010; BLEY JR, 2015; MAZARELI et al., 2016).

Desta forma, o uso do biogás fomenta a diversificação de matrizes energéticas e a descentralização da produção de energia de inúmeros países, além de possibilitar a mitigação dos impactos ambientais (redução de poluentes no ar, água e solo) de diversos resíduos orgânicos (WEITHÄUSER et al., 2010; BLEY JR, 2015). Assim, o aproveitamento energético do biogás permite que os resíduos deixem de ser passivo ambiental para um ativo ambiental, social e econômico (DALPAZ, 2019).

Indissociável da obtenção do biogás, o biofertilizante, nomeado também como digestato, é outro subproduto da DA (BLEY JR, 2015) e pode ser considerado um recurso valioso e estratégico como insumo agrícola de baixo custo (DAMACENO et al., 2019b).

Costa et al. (2016) compararam quatro bioprocessos de estabilização de dejetos da bovinocultura de corte (compostagem, vermicompostagem, DA e leiras estáticas) e concluíram que quando o objetivo é obter fertilizante para nutrição de plantas, a DA retém macronutrientes (N e K) e converte N orgânico em amônio de forma mais eficaz do que os outros processos. Portanto, o efluente gerado dos digestores tem melhores benefícios para aplicação na agricultura.

O biofertilizante possui elevadas concentrações de macro e micronutrientes mineralizados ou parcialmente assimiláveis pelos vegetais, ampla diversidade de microrganismos benéficos ao solo, matéria orgânica (SMITH; PETERSON, 1982; SANTOS, 1991; ALBURQUERQUE et al., 2012; NICOLOSO et al., 2019) e substâncias húmicas, corroborando para melhorias na relação solo-planta (TEJADA et al., 2016). Todos estes atributos estimulam efeitos positivos sobre as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (SGANZERLA, 1983; PETERSEN et al., 2003; TEJADA et al., 2014).

Para o uso do biofertilizante é necessário o dimensionamento da área agrícola necessária para aplicação, observando a oferta de nutrientes pelo biofertilizante e demanda de nutrientes na área agrícola (MIELE et al., 2015;

NICOLOSO et al., 2019). Isso, dado que a aplicação excessiva de fertilizantes, independente da origem mineral ou orgânica, pode causar problemas de ordem ambiental e de saúde pública, principalmente devido ao acúmulo excedente de nutrientes no solo e perdas desses nutrientes por escoamento superficial para reservatórios de água e mananciais (GEBLER et al., 2007; NICOLOSO et al., 2019).

O efeito positivo do uso do biofertilizante foi observado no cultivo, de forrageira (JUNQUEIRA, 2015) do feijão verde, repolho e couve-flor (MAUCIERI et al., 2017), batata doce (NICOLETTO et al., 2017) e do milho (NASCIMENTO et al., 2020).

3 MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi desenvolvida no Laboratório de Biodigestão Anaeróbia do Departamento de Engenharia Rural da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, da Universidade Estadual Paulista / UNESP – Campus de Jaboticabal, situado nas coordenadas geográficas: 21°14'05" S; 48°17'09" W e altitude média de 613,68 metros. O clima da região, segundo classificação de Köppen, é do tipo Aw, tropical, seco no inverno e com chuvas no verão, apresentando temperatura média anual de 22,5 °C (GARCIA; ANDRÉ, 2015). O experimento foi executado entre os meses de agosto de 2017 e janeiro de 2018.

3.1 Descrição dos biodigestores

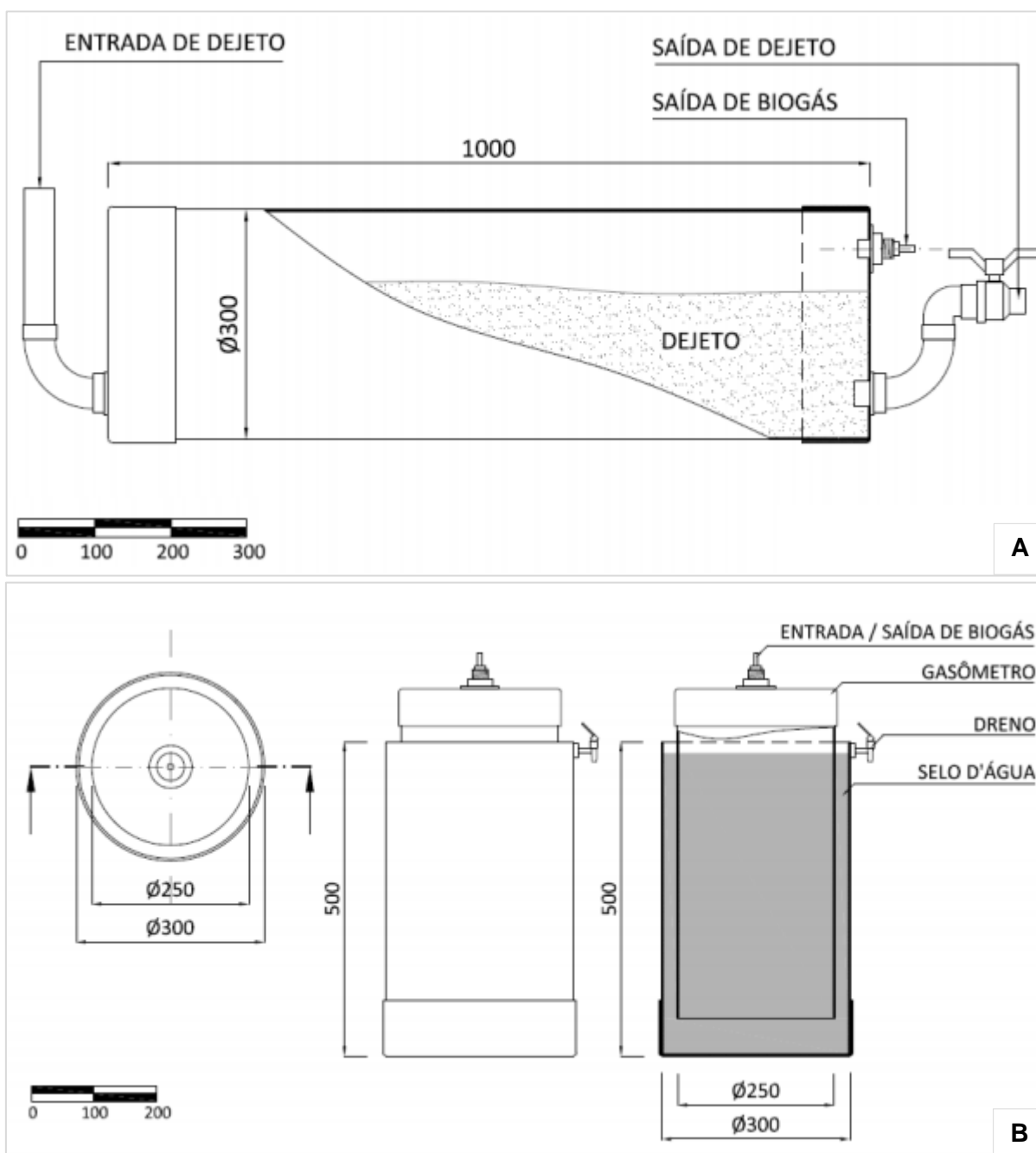
O ensaio de DA foi conduzido utilizando 20 biodigestores tubulares semi-contínuos em escala laboratorial (Figura 1).

Os biodigestores utilizados foram construídos pela equipe do Laboratório de Biomassa e Digestão Anaeróbia da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias (FCAV), UNESP – Campus Jaboticabal.

Os biodigestores tubulares semi-contínuos foram constituídos de duas partes distintas; sendo um deles o recipiente com o material em fermentação (câmara de fermentação) e o outro o gasômetro. O recipiente com o material em fermentação foi composto por um cilindro reto de PVC com diâmetro de 300 mm e com 1 m de comprimento tendo as extremidades vedadas com caps de PVC. Em um cap foi fixado o cano de entrada por onde se fez o abastecimento, e na outra extremidade foram fixados, um cano destinado à saída do biofertilizante, e um furo para a saída do gás (ORRICO JUNIOR, 2007; SANTI, 2013).

O gasômetro foi constituído de dois cilindros de 250 e 300 mm de diâmetro. Cada cilindro teve uma de suas extremidades vedada com um cap de PVC do diâmetro correspondente, e encontram-se inseridos, um no interior do outro, de tal forma que o espaço existente entre a parede externa do cilindro interior e a parede interna do cilindro exterior comporta um volume de água (“selo de água”). O cilindro de 250 mm diâmetro esteve emborcado no selo de água para armazenar o gás produzido (ORRICO JUNIOR, 2007; SANTI, 2013).

Figura 1. Desenho esquemático do biodigestor tubular semi-contínuo: câmara de fermentação (A) e gasômetro (B)



Corte transversal da câmara de fermentação (A) e vista superior, vista frontal e corte do gasômetro (B). **Fonte:** Santi, (2013).

3.2 Substrato

Os dejetos de bovinos (DB) leiteiros foram coletados semanalmente no Setor de Bovinocultura leiteira do Departamento de Zootecnia, situado na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias - Campus de Jaboticabal. A batata doce (BD)

(*Ipomoea batatas*), variedade com casca roxa e polpa branca, foi obtida semanalmente durante o ensaio, no comércio local da cidade, e armazenada em geladeira.

A caracterização físico-química do dejetos bovino, batata doce e reciclo utilizados nos dois ensaios realizados estão apresentados na Tabela 4. As metodologias utilizadas estão descritas no item 3.5, Tabela 6.

Tabela 4 - Caracterização físico-química do dejetos bovino leiteiro, batata doce e reciclo utilizados

Parâmetros	Unidade	Dejetos bovino ¹	Batata doce	Reciclo 1	Reciclo 2
ST	% (MN)	16,7 ± 0,8	23,3 ± 2,5	0,72 ± 0,16	1,43 ± 0,76
SV	% de ST	90,5 ± 2,0	94,8 ± 0,6	56,82 ± 2,11	63,04 ± 5,12
COT ²	% de ST	50,3 ± 0,7	52,7 ± 0,3	31,57 ± 1,17	35,02 ± 2,84
NTK	% de ST	2,8 ± 0,2	0,6 ± 0,1	2,66 ± 0,16	2,52 ± 0,28
C/N	-	18,0 ± 0,6	89,6 ± 0,5	11,37 ± 0,36	13,86 ± 1,66
pH	-	5,5 ± 0,3	6,2 ± 0,2	7,35 ± 0,10	7,23 ± 0,10

¹DB *in natura*. Reciclo 1: ambiente externo. Reciclo 2: ambiente controlado. ST: sólidos totais. SV: sólidos voláteis. COT: Carbono orgânico total. NTK: Nitrogênio Total Kjeldahl. C/N: relação carbono / nitrogênio. MN: matéria natural. (n ± desvio padrão, n=4).

3.3 Configuração do ensaio

O tempo de retenção hidráulica (TRH) utilizado foi de 30 dias, portanto, como o volume útil dos reatores era de 60 litros, as alimentações ou cargas diárias (CD) possuíam 2 litros. O cano de alimentação do biodigestor tinha capacidade total de 1L, portanto após realizada a CD, parte dessa carga permanecia no cano, cerca de 0,6L.

Para iniciar o processo, de forma eficiente, os biodigestores foram abastecidos com 60L da mistura de 2 inóculos, ambos provenientes de biodigestores tipo fluxo tubular, abastecidos com dejetos de suínos e DB leiteiros. Durante os 30 dias seguintes foram realizadas CD com DB leiteiros, posteriormente iniciaram-se as CD dos tratamentos por um período de 60 dias.

O delineamento experimental foi inteiramente casualizado em esquema fatorial com um tratamento adicional (2 x 2 + 1), com quatro repetições, sendo avaliados os fatores, uso do reciclo (com e sem reciclo da CD) e aplicação de

aquecimento (com e sem aquecimento da CD) e o tratamento controle, sem a aplicação de nenhum dos fatores. O tratamento adicional foi a monodigestão do DB sem a aplicação dos fatores.

A composição gravimétrica das CD dos tratamentos, considerando o teor de MS (matéria seca) do DB (16,7%) está apresentada na Tabela 5.

Tabela 5 - Composição gravimétrica das cargas diárias em matéria natural dos tratamentos avaliados

Trat.	Composição da carga diária
D	0,275kg de DB + 1,725kg de água (tratamento adicional)
D+B	0,270kg de DB + 0,04kg de BD + 1,690kg de água
D+B+R	0,270kg de DB + 0,04kg de BD + 1,690kg de biofertilizante
D+B+A	0,270kg de DB + 0,04kg de BD + 1,690kg de água + aquecimento
D+B+R+A	0,270kg de DB + 0,04kg de BD + 1,690kg de biofertilizante + aquecimento

D: dejetos bovinos + água (tratamento adicional); D+B: dejetos bovinos + batata doce + água; D+B+R: dejetos bovinos + batata doce + reciclado; D+B+A: dejetos bovinos + batata doce + água + aquecimento (40°C) e; D+B+R+A: dejetos bovinos + batata doce + reciclado + aquecimento (40°C).

Para os tratamentos em CoDA, a quantidade de BD adicionada foi equivalente aos acréscimos de 20 e 23% nos teores de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV), respectivamente, adicionados na monodigestão do DB (tratamento D).

Os tratamentos foram avaliados em dois ambientes (externo e controlado), com temperaturas distintas, com objetivo de verificar a influência da aplicação do aquecimento da CD. Os ensaios foram avaliados de forma consecutiva, primeiramente no ambiente externo (temperatura ambiente, com média de 25,4, máxima de 32,9 e mínima de 18,8°C) e depois, no ambiente controlado (20 ± 1,5°C). No ambiente controlado utilizou-se um aparelho de ar-condicionado com potência de refrigeração de 12.000 BTU (British Thermal Unit).

O DB foi diluído com água e com biofertilizante (para os tratamentos com reciclado) na proporção de 1:4 adotando-se uma concentração de ST de 4%. Posteriormente, o DB diluído foi passado em peneira de malha de 2 mm com o intuito de reter o material fibroso (≥2mm), atingindo ao final do preparo da CD, cerca de 2,5% de ST. A BD foi triturada em liquidificador industrial juntamente com o DB diluído e peneirado, atingindo granulometria ≤2mm.

As CDs de todos os tratamentos foram acondicionadas em garrafas plásticas com volume útil de 2 L, cada. As CDs para os tratamentos D+B+A e D+B+R+A foram conduzidas para aquecimento em estufa a 45°C, por 2 horas, período necessário para o substrato atingir a temperatura de 40°C. Durante esse período de 2 horas, as CDs dos demais tratamentos eram dispostas próximas aos biodigestores e aguardavam até o momento em que todas as CDs de todos os tratamentos eram enfim realizadas.

As amostragens das CDs (afluentes) eram realizadas após o aquecimento.

Foram utilizadas mantas de poliéster, com espessura de 3 cm, para evitar a troca térmica rápida entre a superfície do biodigestor e o ambiente circundante (Figura 2).

Figura 2 - Biodigestores com manta de poliéster



Foto: Luana Akamine -2021

A temperatura do substrato nos dois ambientes permaneceu dentro da faixa mesofílica (20 a 40°) (KATO et al., 1999; CHERNICHARO, 2007), chegando próxima ao limite mínimo (ambiente controlado: 20°C). A temperatura da CD para o pré-tratamento (40 C°), foi escolhida por ser o limite máximo para metabolização do substrato por parte das arqueas mesofílicas (KATO et al., 1999).

A temperatura de 20°C, mantida no ambiente controlado, foi escolhida no intuito de submeter a DA a uma condição extrema e indesejável, limite mínimo da faixa mesofílica, visando observar a influência do aquecimento da CD.

3.4 Monitoramento do biogás

O volume de biogás produzido em cada biodigestor foi mensurado pela medição do deslocamento vertical dos gasômetros, com o auxílio de régua graduada, e então multiplicado pela área da seção transversal interna dos gasômetros (0,04909 m²). Após cada leitura diária, o registro de descarga de biogás era aberto até que os gasômetros fossem esvaziados e em seguida fechados.

A correção do volume de biogás para as condições de 1 atm e 20°C foi efetuada com base no trabalho de Caetano (1985), no qual verificou-se que, pelo fator de compressibilidade (Z), o biogás apresentou comportamento próximo ao ideal. Conforme descrito por Caetano (1985), utilizou-se a Equação 3, resultante da combinação das leis de Boyle e Gay-Lussac, para corrigir o volume de biogás.

$$\frac{V_0 \times P_0}{T_0} = \frac{V_1 \times P_1}{T_1} \quad (3)$$

Onde, V_0 é o volume de biogás corrigido (m³); P_0 é a pressão corrigida do biogás (10.322,72 mm de H₂O); T_0 é a temperatura corrigida do biogás (293,15 K); V_1 é o volume do gás no gasômetro; P_1 é a pressão do biogás no instante da leitura (9.652,10 mm de H₂O) e T_1 é a temperatura do biogás no instante da leitura (K).

O teor de metano (CH₄) da composição do biogás foi determinado uma vez por semana. As amostras foram colhidas em seringas e injetadas no cromatógrafo de gás (modelo CG-2010 Plus, Shimadzu Scientific Instruments) equipado com um detector de ionização por plasma (BID-2010 Plus), utilizando hélio como gás de arraste em coluna Carboxen® 1010 Plot.

As produções específicas de biogás (PEB) e de metano (PEM) foram calculadas utilizando-se os dados de produção diária e as quantidades de ST e SV adicionados (ST_{adic} e SV_{adic}, respectivamente) nos biodigestores durante o processo

de digestão anaeróbia (DA). Os valores foram expressos em L de biogás e de metano por kg de ST_{adic} e SV_{adic} ($L\ kg_{ST_{adic}}^{-1}$ e $L\ kg_{SV_{adic}}^{-1}$, respectivamente).

3.5 Métodos analíticos

Os afluentes e os efluentes dos tratamentos, bem como o dejetivo bovino e a batata-doce foram caracterizados semanalmente por meio de análises físico-químicas (sólidos totais, sólidos voláteis, potencial hidrogeniônico, alcalinidade, acidez volátil, carbono orgânico total, nitrogênio, fósforo e potássio) cujas metodologias empregadas estão descritas (Tabela 6).

Tabela 6 - Parâmetros físico-químicos e metodologias utilizadas nas análises experimentais

Parâmetros físico-químicos	Método (Referência)
ST ¹ e SV ²	Gravimetria (APHA, 2005)
pH	Potenciométrico (APHA, 2005)
Alcalinidade	Potenciométrico Volumétrico (RIPLEY et al., 1986)
Acidez Volátil	Potenciométrico Volumétrico (RIPLEY et al., 1986)
COT ³	Gravimetria (CARMO; SILVA, 2012)
Nitrogênio, NTK	Micro-Kjeldahl (SILVA; QUEIROZ, 2002)
Fósforo, P	Colorimétrico (MALAVOLTA, 1989)
Potássio, K	Espectrofotometria de absorção atômica (BATAGLIA et al., 1983)

¹ST: sólidos totais. ²SV: Sólidos voláteis. ³Carbono orgânico total.

A alcalinidade parcial (AP), alcalinidade intermediária (AI) foram determinadas segundo Ripley et al., (1986). A relação AV/AT foi calculada dividindo a AV pela soma das AP e AI, isto é, alcalinidade total (AT).

Para a determinação dos macronutrientes, Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Fosforo (P) e Potássio (K), as amostras foram submetidas a digestão em aparelho Digesdahl Hach com ácido sulfúrico a 98% (H_2SO_4) e peróxido de hidrogênio a 50% (H_2O_2), de acordo com Bataglia et al. (1993).

A relação C/N foi calculada a partir da razão entre o COT e NTK.

3.6 Análise estatística

Como premissas foram verificadas a homogeneidade das variâncias e a normalidade dos resíduos dos parâmetros. Após a verificação dos pressupostos terem sido atendidos, os dados foram submetidos à análise de variância, e quando significativo, as médias foram comparadas pelo teste Tukey, a 5% de significância. Para as análises estatísticas foi utilizado o programa computacional R (R CORE TEAM, 2017).

3.7 Balanço energético do aquecimento das cargas diárias

Foi realizado um estudo do balanço energético do aquecimento das cargas diárias a partir do uso do biogás produzido em um sistema de DA, em escala real, operando com a CoDA de dejetos de bovinos leiteiros e BD.

Adotaram-se os teores de ST das CDs e rendimentos de biogás ($L \text{ kg}_{\text{STadic}}^{-1}$), obtidos pelos tratamentos D+B e D+B+A do ensaio de CoDA, (ambiente externo) para os cálculos dos rendimentos diários de biogás para 2 cenários, com e sem aquecimento da CD.

Para cada cenário estimado, foi realizado o dimensionamento do biodigestor adotando os seguintes parâmetros: 200 vacas em lactação confinadas, com peso vivo médio de 430 kg e produção média de 30 kg de dejetos por dia. Admitiu-se os parâmetros do cenário da avaliação técnica e econômica realizado por Montoro et al. (2019) para a CoDA de DB e batata doce.

Foi usada a mesma proporção de batata doce do ensaio de CoDA (20% de ST). Admitiu-se para os cálculos de dimensionamento do biodigestor, a separação da fração sólida dos dejetos, essa fração foi correspondente a 52,2% do dejetos.

Foram utilizadas as equações 4 a 10 para o cálculo do dimensionamento do biodigestor.

$$CD = DBsFS + \text{Água} + BD \quad (4)$$

Onde, CD é o volume da carga diária (L). Admitiu-se, 1L = 1kg; DBsFS é a quantidade de dejetos sem a fração sólida (kg); *Água* é a quantidade de água (kg); BD é a quantidade de batata doce (441 kg).

$$DB_{sFS} = \frac{(100 - 52,2)}{100} \times DB \quad (5)$$

$$DB = NV \times PDV \quad (6)$$

$$\text{Água} = 3 \times DB \quad (7)$$

Onde, DB é a quantidade total de dejetos (kg); NV é o número de vacas (200) e PDV é a produção de dejetos por vaca por dia (30 kg).

$$ST_{CD} = (DB_{sFS} \times ST_{DB_{sFS}}) + (BD \times ST_{BD}) \quad (8)$$

Onde, ST_{CD} é a quantidade de sólidos totais da CD (kg); $ST_{DB_{sFS}}$ é o teor de ST do dejetos diluído sem a fração sólida (2%) e ST_{BD} é o teor de ST da batata doce (23,64%).

$$RB = ST_{CD} \times PEB_{ST} \quad (9)$$

Onde, RB é o rendimento de biogás por dia (L) e PEB_{ST} é a produção específica de biogás por ST adicionados ($D+B = 449,40$ e $D+B+A = 505,12$ $L_N \text{ kg}_{ST_{adic}}^{-1}$).

$$VUB = CD \times TRH \quad (10)$$

Onde, VUB é o volume útil do biodigestor (L) e TRH é o tempo de retenção hidráulica (30 dias).

O requerimento de calor foi calculado em função da massa de substrato (CD), do calor específico do substrato e da diferença de temperatura entre substrato e a temperatura requerida do substrato (40°C).

O calor necessário para aquecimento do substrato (CD) à temperatura desejada foi obtido pela Equação (11), de acordo com Amaral et al. (2019b):

$$Q = m \cdot ce \cdot (T_2 - T_1) \quad (11)$$

Onde, Q é a energia requerida para o aquecimento do afluente (CD) (kJ); m é a massa do substrato (kg); ce é o calor específico do substrato ($\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{°C}^{-1}$); T1 é a

temperatura inicial do substrato (25,0 °C) e T2 é a temperatura requerida do substrato (40,0 °C).

Para estimar o calor específico do substrato, considerando a concentração de sólidos totais, utilizou-se a equação (10), de acordo com Amaral et al. (2019b):

$$ce = 4,19 - 0,00275 \times SST \quad Eq. (10)$$

Em que:

SST = Concentração de sólidos totais no substrato (23,6 g L⁻¹).

Foi realizado o cálculo do volume de biogás necessário em função de atender a energia térmica requerida para aquecimento da CD. Para tanto, foi considerado o poder calorífico inferior (PCI) do biogás igual a 21.600 kJ m⁻³, segundo Biasi et al. (2018). Para a conversão do biogás em energia térmica, o volume de biogás foi corrigido para as condições normais de temperatura e pressão (0 °C e 1 atm), pela equação (3).

A eficiência de conversão na produção de calor a partir do biogás é normalmente de 75 a 85% (WELLINGER et al, 2013). Para os cálculos foi considerada eficiência igual a 75%.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização inicial dos tratamentos

As características físico-químicas iniciais dos tratamentos avaliados nos diferentes ambientes são apresentadas na Tabela 7.

Tabela 7 - Caracterização físico-química dos afluentes dos tratamentos

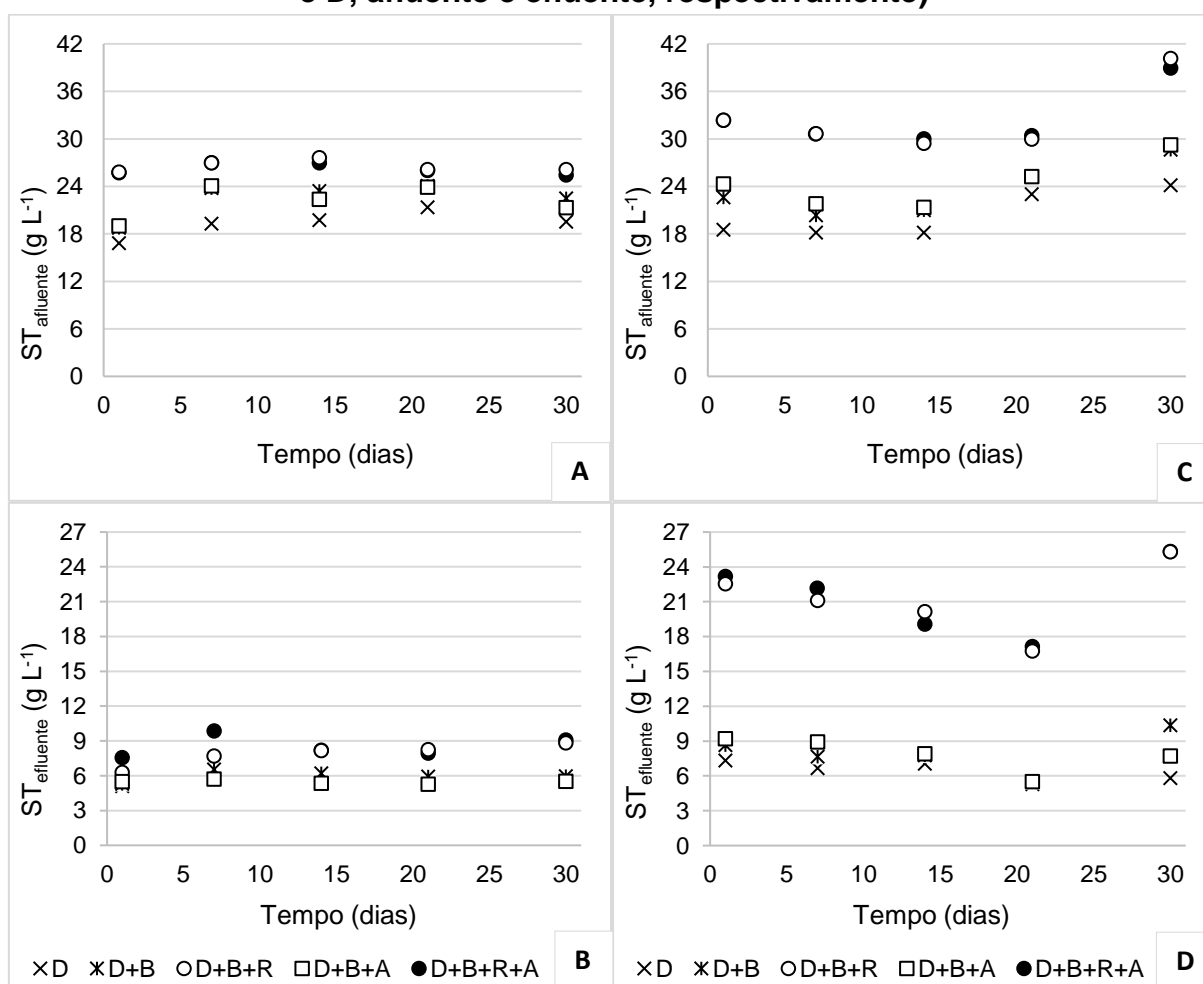
Parâmetro (unidade)	Tratamentos				
	D	D+B	D+B+R	D+B+A	D+B+R+A
Ambiente externo					
ST (g L ⁻¹)	20,0 ± 0,9	23,4 ± 0,7	26,7 ± 0,7	22,9 ± 1,3	26,4 ± 0,8
SV (g L ⁻¹)	16,2 ± 0,7	19,4 ± 0,6	21,1 ± 1,0	19,1 ± 1,2	21,1 ± 0,9
pH	6,3 ± 0,03	6,0 ± 0,16	6,8 ± 0,23	5,8 ± 0,03	6,6 ± 0,14
COT (g L ⁻¹)	9,0 ± 0,4	10,8 ± 0,3	11,7 ± 0,5	10,6 ± 0,7	11,7 ± 0,5
NTK (g L ⁻¹)	0,47 ± 0,02	0,51 ± 0,01	0,56 ± 0,02	0,50 ± 0,03	0,58 ± 0,02
Relação C/N	19,1 ± 0,2	21,3 ± 0,02	20,9 ± 0,4	21,2 ± 0,2	20,3 ± 0,3
AP (g CaCO ₃ L ⁻¹)	0,20 ± 0,02	0,12 ± 0,07	1,61 ± 0,44	0,05 ± 0,02	1,02 ± 0,42
Al (g CaCO ₃ L ⁻¹)	1,15 ± 0,13	1,27 ± 0,10	1,86 ± 0,18	1,22 ± 0,15	2,15 ± 0,22
AT (g CaCO ₃ L ⁻¹)	1,35 ± 0,15	1,38 ± 0,14	3,47 ± 0,26	1,27 ± 0,16	3,17 ± 0,22
AV (g L ⁻¹)	2,17 ± 0,13	2,43 ± 0,21	2,56 ± 0,27	2,56 ± 0,23	2,80 ± 0,38
Relação AV/AT	1,62 ± 0,12	1,76 ± 0,19	0,74 ± 0,13	2,03 ± 0,33	0,89 ± 0,18
P (g L ⁻¹)	0,26 ± 0,01	0,35 ± 0,01	0,42 ± 0,01	0,33 ± 0,02	0,41 ± 0,01
K (g L ⁻¹)	0,33 ± 0,02	0,36 ± 0,01	0,83 ± 0,02	0,41 ± 0,02	0,84 ± 0,02
Ambiente controlado					
ST (g L ⁻¹)	20,9 ± 3,2	23,8 ± 3,9	32,6 ± 5,1	24,4 ± 3,7	32,5 ± 4,3
SV (g L ⁻¹)	16,5 ± 2,7	19,2 ± 3,3	25,1 ± 4,3	19,7 ± 3,4	24,8 ± 3,9
pH	6,4 ± 0,2	6,5 ± 0,2	7,2 ± 0,2	5,9 ± 0,1	6,8 ± 0,1
COT (g L ⁻¹)	9,1 ± 1,5	10,7 ± 1,9	13,9 ± 2,4	10,9 ± 1,9	13,8 ± 2,1
NTK (g L ⁻¹)	0,49 ± 0,07	0,51 ± 0,08	0,68 ± 0,11	0,53 ± 0,08	0,71 ± 0,09
Relação C/N	18,6 ± 0,3	20,8 ± 0,3	20,3 ± 0,4	20,5 ± 0,5	19,4 ± 0,5
AP (g CaCO ₃ L ⁻¹)	0,28 ± 0,18	0,15 ± 0,07	1,77 ± 0,47	0,05 ± 0,01	1,22 ± 0,54
Al (g CaCO ₃ L ⁻¹)	0,96 ± 0,31	1,17 ± 0,31	1,60 ± 0,39	1,16 ± 0,24	1,92 ± 0,36
AT (g CaCO ₃ L ⁻¹)	1,32 ± 0,29	1,38 ± 0,32	4,04 ± 1,22	1,23 ± 0,27	3,58 ± 0,85
AV (g L ⁻¹)	1,82 ± 0,53	2,17 ± 0,41	2,32 ± 0,53	2,40 ± 0,29	2,45 ± 0,58
Relação AV/AT	1,37 ± 0,30	1,62 ± 0,31	0,62 ± 0,24	2,01 ± 0,37	0,71 ± 0,22
P (g L ⁻¹)	0,27 ± 0,04	0,35 ± 0,06	0,51 ± 0,08	0,35 ± 0,05	0,51 ± 0,07
K (g L ⁻¹)	0,34 ± 0,05	0,37 ± 0,06	1,02 ± 0,16	0,43 ± 0,07	1,04 ± 0,14

ST: Sólidos totais. SV: Sólidos voláteis. pH: potencial hidrogeniônico. AP: alcalinidade parcial. Al: alcalinidade intermediária. AT: alcalinidade total. AV: acidez volátil. COT: carbono orgânico total. NTK: Nitrogênio total Kjeldahl. P: fósforo. K: potássio. n ± desvio padrão, n=4.

D: dejetto bovino + água (tratamento adicional); D+B: dejetto bovino + batata doce + água; D+B+R: dejetto bovino + batata doce+ reciclo; D+B+A: dejetto bovino + batata doce + água + aquecimento (40°C) e; D+B+R+A: dejetto bovino + batata doce + reciclo + aquecimento (40°C).

No ambiente externo, a concentração de ST dos substratos com reciclo (D+B+R e D+B+R+A) foi de $26,5 \text{ g L}^{-1}$, ao passo que, no ambiente controlado foi de $32,6 \text{ g L}^{-1}$. Esse acréscimo de ST observado para os afluentes dos tratamentos com reciclo, no ambiente controlado, é atribuído ao maior teor de sólidos advindos do efluente (biofertilizante). As concentrações de ST nos afluentes e efluentes dos tratamentos, nos períodos de avaliação dos dois ambientes, podem ser vistas na Figura 3.

Figura 3 - Concentração de sólidos totais (ST) dos tratamentos, no ambiente externo (A e B, afluente e efluente, respectivamente) e ambiente controlado (C e D, afluente e efluente, respectivamente)



D: dejetto bovino + água (tratamento adicional); D+B: dejetto bovino + batata doce + água; D+B+R: dejetto bovino + batata doce + reciclo; D+B+A: dejetto bovino + batata doce + água + aquecimento (40°C) e; D+B+R+A: dejetto bovino + batata doce + reciclo + aquecimento (40°C).

Verificou-se para os tratamentos D+B+R e D+B+R+A, aumento nas concentrações da alcalinidade total (AT), redução na relação AV/AT e, conseqüentemente, acréscimo do pH. Fica evidente, portanto, a atribuição ao reciclo

em fornecer alcalinidade aos substratos (KATO et al., 1999; MASIH-DAS; TAO, 2018).

Foi observado que a aplicação do aquecimento (D+B+A contra D+B), induziu um decréscimo no valor do pH, (resultando nos valores 5,8 e 5,9 para o Ambiente externo e controlado, respectivamente) e aumento na relação AV/AT (resultando nos valores 2,03 e 2,01 para o Ambiente externo e controlado, respectivamente). Esse resultado possivelmente está associado a concentração de ácidos orgânicos (AMARAL et al., 2019a) e a alteração na cinética das reações bioquímicas, que é determinante pelo valor da temperatura (FORESTI et al., 1999; MONTEGGIA; SOBRINHO, 1999; PERVIN et al., 2013).

4.2 Produções de biogás e metano e redução de sólidos

Foram testadas a monodigestão do dejetto bovino (tratamento adicional, D) e a co-digestão anaeróbia (CoDA) do dejetto bovino (DB) com batata doce (BD), em dois ambientes com temperaturas distintas, aplicando-se na CoDA os fatores, reciclo do biofertilizante e aquecimento das cargas diárias.

Na Tabela 8 é apresentado o resumo da análise de variância (valor de p) da produção diária de biogás, das produções específicas de biogás e de metano (CH₄), do teor de CH₄ e das reduções de sólidos totais (ST_{red}) e sólidos voláteis (SV_{red}), conforme a aplicação ou não do reciclo e aquecimento, nos dois ambientes avaliados.

Tabela 8 - Resumo da análise de variância (valor de p) da produção diária de biogás, das produções específicas de biogás e metano (CH₄), do teor de metano e das reduções de sólidos totais (ST_{red}) e sólidos voláteis (SV_{red}), nos dois ambientes avaliados

FV	Biogás			Metano			ST _{red}	SV _{red}
	L d ⁻¹	L kg _{STadic} ⁻¹	L kg _{SVadic} ⁻¹	L kg _{STadic} ⁻¹	L kg _{SVadic} ⁻¹	%	%	%
Ambiente externo								
Reciclo (R)	0,5095 ^{ns}	<0,0001*	<0,0001*	<0,0001*	<0,0001*	0,0676 ^{ns}	<0,0001*	<0,0001*
Aquecimento(A)	0,0061*	<0,0001*	0,068 ^{ns}	<0,0001*	<0,0001*	0,0213*	0,9525 ^{ns}	0,3076 ^{ns}
R x A	<0,0001*	<0,0001*	<0,0001*	<0,0001*	<0,0001*	0,8575 ^{ns}	0,0018*	0,009*
Ad. ¹ vs Fatorial	<0,0001*	<0,0001*	<0,0001*	<0,0001*	<0,0001*	<0,0001*	0,0651 ^{ns}	0,1028 ^{ns}
Ambiente controlado								
Reciclo (R)	<0,0001*	<0,0001*	<0,0001*	<0,0001*	<0,0001*	0,4207 ^{ns}	<0,0001*	<0,0001*
Aquecimento(A)	0,0336*	0,6021 ^{ns}	0,628 ^{ns}	0,0801 ^{ns}	0,0701 ^{ns}	0,1695 ^{ns}	0,2609 ^{ns}	0,7547 ^{ns}
R x A	0,0822 ^{ns}	0,6116 ^{ns}	0,637 ^{ns}	0,0229*	0,101 ^{ns}	0,0024*	0,2866 ^{ns}	0,7481 ^{ns}
Ad. ¹ vs Fatorial	<0,0001*	0,2469 ^{ns}	<0,0001*	0,001*	<0,0001*	0,0219*	<0,0001*	<0,0001*

* A 5% de significância. ^{ns} não significativo. ¹ Tratamento adicional: monodigestão do dejetos bovino.

No ambiente externo foi observado o efeito da interação entre os fatores ($p < 0,05$) para todas as variáveis, com exceção do teor de CH_4 (%). Houve efeito significativo entre o tratamento D e fatorial ($p < 0,05$) para todas as variáveis, com exceção das reduções de ST e SV.

No ambiente controlado foi observado o efeito principal do reciclo ($p < 0,05$) para todas as variáveis, com exceção da variável CH_4 (%), e efeito principal do aquecimento ($p < 0,05$) para a variável biogás (L d^{-1}). Houve efeito da interação entre os fatores ($p < 0,05$) para o rendimento ($\text{L kg}_{\text{STadic}}^{-1}$) e teor (%) de metano. Houve efeito significativo entre o tratamento D e fatorial ($p < 0,05$) para todas as variáveis, com exceção da variável biogás ($\text{L kg}_{\text{STadic}}^{-1}$).

Foi observado que o uso do reciclo apresentou influência na maioria nos parâmetros avaliados, nos dois ambientes estudados, enquanto a aplicação do aquecimento mostrou maior influência no ambiente externo, com inexpressiva alteração nos parâmetros avaliados no ambiente controlado.

A temperatura circundante, dos diferentes ambientes, influenciou no efeito da aplicação dos fatores. No ambiente externo, a temperatura circundante do ambiente, durante o período de avaliação, possibilitou verificar a influência da aplicação do aquecimento, enquanto no ambiente controlado, esse efeito foi praticamente anulado.

As médias para as variáveis apresentadas na Tabela 8 (resumo de análise de variância), são mostradas nas Tabelas 9 e 10, para o ambiente externo, e nas Tabelas 11 e 12, para o ambiente controlado.

Tabela 9 - Produções diárias de biogás, teores de metano e reduções de sólidos totais e sólidos voláteis para o ambiente externo

Parâmetro (unidade)	Aquecimento	Reciclo		Média	Trat. Ad. (D)
		sem	com		
Biogás (L d ⁻¹)	sem	22,5 ± 0,5 ^{Bb}	24,2 ± 0,2 ^{Aa}	23,3 ± 1,0	
	com	24,7 ± 0,2 ^{Aa}	23,5 ± 0,3 ^{Bb}	24,1 ± 0,7	
	Média	23,6 ± 1,2	23,8 ± 0,4	23,7 ± 0,9 ^X	17,2 ± 0,3 ^Y
Metano ¹ (%)	sem	64,0 ± 0,5	63,5 ± 0,3	63,7 ± 0,4 ^B	
	com	64,5 ± 0,3	64,1 ± 0,6	64,3 ± 0,5 ^A	
	Média	64,2 ± 0,5 ^a	63,8 ± 0,5 ^a	64,0 ± 0,3 ^Y	65,6 ± 0,9 ^X
ST _{red} (%)	sem	73,7 ± 2,0 ^{Ba}	68,9 ± 0,5 ^{Ab}	71,3 ± 2,9	
	com	76,0 ± 0,6 ^{Aa}	66,5 ± 1,2 ^{Bb}	71,2 ± 5,1	
	Média	74,8 ± 1,8	67,7 ± 1,5	71,3 ± 4,3 ^X	69,9 ± 1,1 ^X
SV _{red} (%)	sem	82,6 ± 2,1 ^{Aa}	77,6 ± 0,4 ^{Ab}	80,1 ± 3,0	
	com	83,9 ± 0,4 ^{Aa}	75,0 ± 1,0 ^{Bb}	79,4 ± 4,8	
	Média	83,2 ± 1,6	76,3 ± 1,6	79,8 ± 4,2 ^X	78,5 ± 1,5 ^X

¹Interação não significativa. ST_{red}: sólidos totais reduzidos. SV_{red}: sólidos voláteis reduzidos.

^{Ab} Médias seguidas por letras distintas, minúscula na linha e maiúscula na coluna, diferem entre si pelo teste Tukey (p<0,05). ^{XY} Compara Fatorial versus Tratamento adicional.

Tabela 10 - Produções específicas de biogás e metano para o ambiente externo

Parâmetro (unidade)	Aquec.	Reciclo		Média	Trat. Ad. (D)
		sem	com		
PEB (L kg _{STadic} ⁻¹)	sem	482,3 ± 10,7 ^{Ba}	453,2 ± 4,0 ^{Ab}	467,7 ± 17,3	
	com	542,1 ± 5,4 ^{Aa}	447,2 ± 6,5 ^{Ab}	494,7 ± 51,1	
	Média	512,2 ± 32,9	450,2 ± 5,9	481,2 ± 43,4 ^X	430,5 ± 6,6 ^Y
PEB (L kg _{SVadic} ⁻¹)	sem	583,2 ± 13,0 ^{Ba}	575,6 ± 5,1 ^{Aa}	579,4 ± 10	
	com	652,4 ± 6,4 ^{Aa}	560,1 ± 8,1 ^{Bb}	606,3 ± 49,8	
	Média	617,8 ± 38,2	567,9 ± 10,4	592,8 ± 40,9 ^X	532,8 ± 8,2 ^Y
PEM (L kg _{STadic} ⁻¹)	sem	309,2 ± 6,4 ^{Ba}	288,0 ± 3,1 ^{Ab}	298,6 ± 12,3	
	com	349,3 ± 2,4 ^{Aa}	286,6 ± 5,5 ^{Ab}	317,9 ± 33,7	
	Média	329,3 ± 21,9	287,3 ± 4,2	308,3 ± 29,2 ^X	281,9 ± 5,3 ^Y
PEM (L kg _{SVadic} ⁻¹)	sem	373,9 ± 7,7 ^{Ba}	365,8 ± 3,9 ^{Aa}	369,8 ± 7,1	
	com	420,3 ± 2,9 ^{Aa}	358,9 ± 6,9 ^{Ab}	317,9 ± 33,2	
	Média	397,1 ± 25,4	362,3 ± 6,4	379,7 ± 27,7 ^X	348,8 ± 6,5 ^Y

PEB: produção específica de biogás. PEM: produção específica de metano.

Médias seguidas por letras distintas, minúscula na linha e maiúscula na coluna, diferem entre si pelo teste Tukey (p<0,05). ^{XY} Compara Fatorial versus Tratamento adicional.

Tabela 11 - Produções diárias de biogás, teores de metano e reduções de sólidos totais e sólidos voláteis para o ambiente controlado

Parâmetro (unidade)	Aquecimento	Reciclo		Média	Trat. Ad. (D)
		sem	com		
Biogás ¹ (L d ⁻¹)	sem	19,5 ± 0,1	18,5 ± 0,3	19,0 ± 0,5 ^B	
	com	19,9 ± 0,2	18,6 ± 0,1	19,2 ± 0,7 ^A	
	Média	19,7 ± 0,2 ^a	18,6 ± 0,2 ^b	19,1 ± 0,5 ^X	14,7 ± 0,2 ^Y
Metano (%)	sem	63,3 ± 0,6 ^{Bb}	64,8 ± 0,4 ^{Aa}	64,0 ± 0,9	
	com	65,1 ± 0,2 ^{Aa}	64,2 ± 1,0 ^{Aa}	64,7 ± 0,8	
	Média	64,2 ± 1,1	64,5 ± 0,8	64,4 ± 0,8 ^Y	66,3 ± 0,1 ^X
ST _{red} ¹ (%)	sem	65,9 ± 2,0	38,5 ± 1,3	52,2 ± 14,7 ^A	
	com	65,8 ± 2,7	41,0 ± 3,2	53,4 ± 13,5 ^A	
	Média	65,9 ± 2,2 ^a	39,8 ± 2,6 ^b	52,8 ± 10,7 ^Y	71,2 ± 0,1 ^X
SV _{red} ¹ (%)	sem	76,3 ± 3,9	47,0 ± 1,3	61,7 ± 15,9 ^A	
	com	76,3 ± 3,9	47,9 ± 3,0	62,1 ± 15,5 ^A	
	Média	76,3 ± 3,6 ^a	47,5 ± 2,2 ^b	61,9 ± 11,8 ^Y	79,3 ± 0,1 ^X

¹Interação não significativa. ST_{red}: sólidos totais reduzidos. SV_{red}: sólidos voláteis reduzidos.

^{Ab} Médias seguidas por letras distintas, minúscula na linha e maiúscula na coluna, diferem entre si pelo teste Tukey (p<0,05). ^{XY} Compara Fatorial versus Tratamento adicional.

Tabela 12 - Produções específicas de biogás e metano para o ambiente controlado

Parâmetro (unidade)	Aquec.	Reciclo		Média	Trat. Ad. (D)
		sem	com		
PEB ¹ (L kg _{STadic} ⁻¹)	sem	400,1 ± 2,0	285,5 ± 6,9	342,8 ± 61,4 ^A	
	com	400,0 ± 3,3	283,3 ± 0,4	341,7 ± 62,4 ^A	
	Média	400,0 ± 2,5 ^a	284,4 ± 4,7 ^b	342,2 ± 47,2 ^X	345,0 ± 4,8 ^X
PEB ¹ (L kg _{SVadic} ⁻¹)	sem	495,1 ± 2,5	369,3 ± 8,9	432,2 ± 67,5 ^A	
	com	493,0 ± 4,1	369,8 ± 0,5	431,4 ± 65,9 ^A	
	Média	494,0 ± 3,3 ^a	369,6 ± 5,8 ^b	431,8 ± 50,8 ^Y	436,3 ± 6,0 ^X
PEM (L kg _{STadic} ⁻¹)	sem	253,0 ± 3,3 ^{Ba}	185,0 ± 5,3 ^{Ab}	219,02 ± 80,6	
	com	260,4 ± 1,5 ^{Aa}	182,1 ± 2,4 ^{Ab}	221,2 ± 41,9	
	Média	256,7 ± 4,7	183,5 ± 4,1	220,1 ± 42,3 ^Y	228,7 ± 3,1 ^X
PEM ¹ (L kg _{SVadic} ⁻¹)	sem	313,1 ± 4,4	239,4 ± 6,8	276,3 ± 39,8 ^A	
	com	320,9 ± 1,8	237,7 ± 3,2	279,3 ± 44,5 ^A	
	Média	317,0 ± 5,2 ^a	238,5 ± 5,0 ^b	277,7 ± 32,1 ^Y	289,2 ± 3,9 ^X

¹Interação não significativa. PEB: produção específica de biogás. PEM: produção específica de metano. ^{Ab} Médias seguidas por letras distintas, minúscula na linha e maiúscula na coluna, diferem entre si pelo teste Tukey (p<0,05). ^{XY} Compara Fatorial versus Tratamento adicional.

No ambiente externo, o reciclo associado ao aquecimento não apresentou efeito positivo, se comparado a aplicação dos fatores isolados. O aquecimento do substrato pode ter aumentado, não somente a velocidade do metabolismo das células bacterianas já presentes no inóculo ativo (biofertilizante), como a solubilidade de compostos orgânicos, tornando-os mais disponíveis (AMARAL et al., 2019a). Logo, a combinação dos dois fatores pode ter levado à rápida hidrólise dos carboidratos na fase inicial da DA e à baixa capacidade de conversão pelos microrganismos, o que enfraqueceu a eficiência de conversão do substrato.

Dado que, o ambiente controlado foi estudado com o objetivo de verificar a eficiência da aplicação do aquecimento, foi possível constatar que: (1) não foi observado efeito positivo da aplicação dos dois fatores juntos, (2) para a aplicação do aquecimento, embora tenha havido diferença ($p < 0,05$) para a produção diária de biogás, as médias foram muito próximas (19,2 e 19,0 L d⁻¹, com e sem aquecimento, respectivamente), portanto, não foi interpretado como efeito benéfico, (3) para o uso do reciclo, houve um pequeno decréscimo na produção diária de biogás (18,6 e 19,7 L d⁻¹; com e sem reciclo, respectivamente), ao passo que as PEB e PEM, foram bastante reduzidas. Esse resultado pode ser atribuído ao maior teor de ST advindo do reciclo no afluente (Tabela 4 e Figura 3), no ambiente controlado (32,6 e 23,8 g L⁻¹, com e sem reciclo respectivamente), se observado o ambiente externo (26,7 e 23,4 g L⁻¹, com e sem reciclo respectivamente).

Quando comparada a monodigestão (tratamento adicional: D) com o fatorial, em ambos os ambientes avaliados, houve maior ($p < 0,05$) produção diária de biogás para o fatorial, com acréscimos de 38,1% no ambiente externo e 30,0% no ambiente controlado. No ambiente externo também foram observadas maiores ($p < 0,05$) PEB e PEM para o fatorial.

As porcentagens de CH₄ dos tratamentos foram superiores a 63,3%, revelando, assim, potencial para aproveitamento energético (STEINHAUSER, 2008; DEUBLEIN; LIEBETRAU et al., 2010).

Para todos os tratamentos e ambientes avaliados, as médias de redução de sólidos alcançadas, embora tenham apresentado diferença ($p < 0,05$) entre os tratamentos, podem não refletir a degradação real dos substratos. Quando se trabalha com digestores semi-contínuos de abastecimento diário, sem agitação da biomassa, pode haver alta retenção de sólidos em função da facilidade de ocorrer sedimentação dos substratos. Como consequência, tem-se a descarga de efluente

com concentração de sólidos minimizada, o que representará elevadas degradações dos substratos em DA, como já foi observado por Schwingel (2014), Costa et al. (2016) e Villa et al. (2020).

4.2.1 Digestão anaeróbia dos dejetos de bovinos leiteiros

A DA do dejetos bovino foi avaliada por Møller et al. (2004); Amon et al. (2007); Zarkadas et al. (2015); Anjos et al. (2017); Simm et al. (2017); e Montoro et al. (2019), que encontraram produções específicas de metano (PEM) de: 207; 150 a 207; 315; 144; 240 e 307 L kg^{SV_{adic}-1}, respectivamente. As PEM alcançadas para o tratamento D foram de 348,8 e 289,2 L kg^{SV_{adic}-1}, para o ambiente externo e controlado, respectivamente (Tabelas 10 e 12). Tais diferenças podem estar relacionadas a diversos fatores acerca, da configuração dos variados digestores utilizados (AKYOL et al., 2016; WANG et al., 2019), da separação da fração fibrosa dos dejetos (JUNQUEIRA, 2011) da dieta dos animais, (MØLLER et al., 2004; ORRICO JUNIOR et al., 2010; ORRICO JUNIOR et al., 2012) das condições ambientais (PASSOS et al., 2017) e do genótipo dos animais (ORRICO JUNIOR et al., 2012).

4.2.2 CoDA dos dejetos de bovinos leiteiros com batata doce

No ambiente externo, avaliando a monodigestão (tratamento D) e a CoDA (D+B), verificou-se que a adição da BD induziu acréscimos na produção diária de biogás (31,1%), nas PEB por ST_{adic} e SV_{adic} (12,0 e 9,5%, respectivamente) e nas PEM por ST_{adic} e SV_{adic} (9,7 e 7,2%, respectivamente). Esses acréscimos possivelmente estão associados à disponibilidade de carboidratos solúveis (açúcares) e amido, fornecidos pela BD (PEDROSA, 2012; SOUZA et al., 2020), que são compostos orgânicos que apresentam alta biodegradabilidade sendo facilmente hidrolisáveis, tornando-se a principal fonte de energia para os microrganismos (LE; STUCKEY, 2017).

Os grânulos de amido são insolúveis em água fria, mas podem reter pequenas quantidades de água, o que resulta em pequeno inchamento (10 a 20%) (BILIADERIS, 1991). Embora insolúvel, uma fração dos grânulos de amido tiveram sua superfície destruída ou danificada pela trituração, realizada no preparo da CD,

facilitando a absorção de água. Desta forma, a umidade unida a ação mecânica, colaboraram com o aumento da área de superfície dos grânulos e a susceptibilidade enzimática do amido.

A CoDA de dejetos bovinos de leite e BD foi avaliada por Montoro et al. (2019), em reatores semi-contínuos (RSC) sob condições de temperatura ambiente e TRH de 30 dias. Os autores observaram que conforme a adição de BD (0, 20, 30, 40 e 50%) aos dejetos, houve um aumento gradual na PEM (307; 323; 336; 368 e 444 L kg_{SV}^{vadic}⁻¹). O tratamento com 20% de BD estudado pelos autores obteve menor PEM quando comparado ao tratamento D+B (373,9 L kg_{SV}⁻¹, no ambiente externo), com mesma proporção de BD no substrato, contudo, os autores trabalharam com menor teor de SV na CD. Os acréscimos em relação ao tratamento em monodigestão foram próximos, 7,2 e 5%, no presente estudo e no trabalho de Montoro et al. (2019), respectivamente.

Damaceno et al. (2019a) também estudaram a BD como co-substrato na DA do lodo de flotador do abate de frangos em RSC, sob condições mesofílicas (34°C) e TRH de 25 dias. Para as proporções de BD no substrato estudadas (10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80 e 90%, com base em ST), a adição de 60% de BD foi a mais eficiente na PEM (342 L kg_{SV}⁻¹), com um aumento de 64% comparado a monodigestão do lodo e 132% em relação a monodigestão da BD. Para a adição de 20% de BD ao lodo, a PEM foi de 270 L kg_{SV}⁻¹, que é menor do que aquela encontrada no presente trabalho para a inclusão correspondente (20%), de 373,9 L kg_{SV}⁻¹ (D+B no ambiente externo). Embora o lodo e DB tenham alto teor de SV (92 e 80%, respectivamente), eles podem apresentar uma distinção principalmente em relação aos teores de proteínas e lipídios, contidos em maior proporção no lodo, podendo originar produtos intermediários mais resistentes, dado os autores. O DB por sua vez possui maior quantidade de carboidratos facilmente hidrolisáveis e alta biodegradabilidade (MATA-ALVAREZ et al., 2014; MASIH-DAS & TAO, 2018).

No ambiente controlado, a CoDA induziu acréscimo na produção diária de biogás de 32,7%, quando observada a produção diária alcançada pela monodigestão. Embora com rendimentos de biogás e metano reduzidos, nessa condição de temperatura de 20°C, o substrato em CoDA apresentou alta degradabilidade com melhores rendimentos, se comparado ao tratamento em monodigestão.

É importante salientar que a avaliação da DA no ambiente controlado pode refletir o desempenho de um biodigestor em regiões de clima frio ou em países onde as alterações de temperatura são significativas no inverno.

O Brasil é um país que apresenta condições climáticas na faixa mesofílica, que garantem a DA à temperatura ambiente durante todo o ano (KUNZ et al., 2009). Desta forma, as variações na produção de biogás, que podem ocorrer durante o ano, podem ser atenuadas com o emprego da CoDA.

4.2.3 Reciclo do biofertilizante na CoDA

No ambiente externo, a maior ($p < 0,05$) produção diária de biogás alcançada pelo tratamento D+B+R ($24,2 \text{ L dia}^{-1}$), comparada a do tratamento D+B ($22,5 \text{ L dia}^{-1}$), pode ser atribuída a uma maior degradação da matéria orgânica presente no substrato com o reciclo.

O reciclo utilizado como inóculo pode proporcionar a ampliação e/ou diversificação dos microrganismos (NI et al., 2017; WEI et al., 2020), o que pode ter resultado na degradação de uma maior fração de carboidratos, proteínas e componentes mais complexos advindos do DB e BD.

No entanto, a biomassa contida no reciclo contribui com o aumento do teor de ST e SV do afluentes (CD). Portanto, no cálculo dos rendimentos finais, os valores de PEB e PEM podem ser menores quando comparados aos tratamentos que contém água, DB e BD (tratamento D+B).

Se o aumento na produção diária de biogás, para D+B+R (ambiente externo), for considerado como resultado da maior degradação do DB e da BD, os rendimentos não levariam em consideração os sólidos advindos do reciclo, e corresponderiam a, $517,5 \text{ L kg}_{\text{ST}}^{-1}$; $625,8 \text{ L kg}_{\text{SV}}^{-1}$, para biogás e, $328,9 \text{ L kg}_{\text{ST}}^{-1}$; $397,6 \text{ L kg}_{\text{SV}}^{-1}$, para metano. Portanto, esses valores sugestionam um aumento se observado os rendimentos para o tratamento D+B ($482,3 \text{ L kg}_{\text{ST}}^{-1}$; $583,2 \text{ L kg}_{\text{SV}}^{-1}$, para biogás e, $309,2 \text{ L kg}_{\text{ST}}^{-1}$; $373,9 \text{ L kg}_{\text{SV}}^{-1}$, para metano).

O aumento da produção de biogás e metano também pode ser associado à degradação de substâncias orgânicas que foram reintroduzidas com o reciclo do biofertilizante, podendo ser este aumento, resultado da recuperação do potencial residual de metano existente no efluente.

O potencial residual de metano foi avaliado por Castro et al. (2017) em estudo da DA do biofertilizante após DA do DB em biodigestor tubular (TRH: 35 dias e COV: $0,7 \text{ g}_{\text{SV}} \text{ L}_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$), tendo alcançado recuperação de metano de 6,0%. As condições do processo de DA, avaliadas pelos autores, foram próximas as avaliadas no presente estudo (TRH: 30 dias e COV: $0,65 \text{ g}_{\text{SV}} \text{ L}_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$).

Masih-Das e Tao (2018) explicam que a DA de DB leiteiros sem um TRH mais prolongado, gera um biofertilizante que ainda apresenta potencial residual de metano, devido ao alto teor de fibras contido neste substrato. A taxa de recuperação de metano pode variar a partir das diferentes características da alimentação dos biodigestores, em termos de disponibilidade de material degradável, e das diferentes condições experimentais, haja vista que a degradação incompleta pode ser decorrente das condições do processo de DA.

Além de propiciar maior consumo da matéria orgânica disponível, o uso do reciclo pode favorecer taxas de degradação mais rápidas, acarretando maiores rendimentos de metano em TRH mais curtos, devido a redução do tempo de aclimação dos microrganismos no afluente e do tempo de hidrólise (COSTA et al., 2016; DAMACENO, 2018). Na prática, com menor TRH é possível a redução do volume do biodigestor em um projeto, ou, o aumento do volume da carga diária do biodigestor em operação.

A recuperação de metano residual com o reciclo, além de aumentar a eficiência das plantas de biogás, evita a liberação de gases do efeito estufa e emissões de odores desagradáveis (CASTRO et al., 2017).

No ambiente controlado, o uso do reciclo não apresentou efeitos positivos, ficando com a menor ($p < 0,05$) produção diária de biogás e com menores rendimentos de biogás e metano, se comparados a não aplicação do reciclo. Embora o reciclo contribua com o aumento da alcalinidade do substrato e recirculação dos microrganismos, a eficiência de conversão do substrato pelos microrganismos foi reduzida, e esse resultado é atribuído as condições de temperatura mantidas neste ambiente. Desta forma, admite-se que a matéria orgânica advinda do reciclo, presente na CD, entrou e saiu do biodigestor, sem sofrer degradação.

Isto posto, os rendimentos para o tratamento D+B+R (ambiente controlado) desconsiderando a fração de ST e SV advindos do reciclo na CD, correspondem a,

387,1 L kg_{ST}⁻¹; 475,3 L kg_{SV}⁻¹ para biogás e, 248,9 L kg_{ST}⁻¹; 308,1 L kg_{SV}⁻¹ para metano.

A temperatura tem um efeito muito significativo na eficiência de produção do biogás, pois reflete nas taxas de degradação, podendo ser mais lentas em temperaturas mais baixas (20°C) (KARLSSON et al., 2014). Vale lembrar que o material sólido advindo do reciclo, já passou pelo aparelho digestivo do bovino e pela DA no biodigestor, sendo considerado, ao final do processo, um material de difícil degradação, considerando as condições de temperatura de 20°C.

Ao longo do tempo o uso do reciclo pode causar uma redução na eficiência do processo, devido ao acúmulo de sólidos (ESTEVEZ et al., 2014). Portanto, a menor degradação dos substratos com reciclo (D+B+R e D+B+R+A) pode ter levado a uma maior sedimentação de sólidos no fundo dos biodigestores, o que resultou em menor rendimento diário de biogás para o uso do reciclo, comparado ao não uso do reciclo.

4.2.4 Aquecimento da carga diária na CoDA

No ambiente externo, o tratamento D+B+A, alcançou as maiores ($p < 0,05$) PEB e PEM (Tabela 10). Os acréscimos nas PEB (652,4 L kg_{SVadíc}⁻¹) e PEM (420,3 L kg_{SVadíc}⁻¹), foram de 11,9 e 12,4%, quando comparados ao tratamento D+B.

O aquecimento da CD partiu do pressuposto que a energia térmica alterasse as propriedades físicas e estruturais dos compostos orgânicos, tornando o substrato mais disponível para as bactérias hidrolíticas.

Somado a alta biodegradabilidade natural do substrato em CoDA, o aquecimento da CD pode ter propiciado aumento da solubilização de sólidos orgânicos, o que tornou a atividade hidrolítica microbiana mais eficaz. Com taxas de degradação mais rápidas, os substratos se tornaram mais disponíveis para os microrganismos anaeróbios.

Provavelmente houve um equilíbrio na taxa de produção e conversão de ácidos orgânicos pelos microrganismos, que resultou no aumento nos rendimentos de biogás e metano.

Na prática, o aquecimento por promover uma taxa de degradação mais acelerada, possibilita maiores rendimentos de metano em TRH mais curtos, devido a redução do tempo de hidrólise (GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ et al., 2008).

A concentração de amido na BD em média é 54,2% (MS = 27,5%), com uma composição de 13,3% de amilose e 86,7% de amilopectina (VIANA, 2018). O poder de inchamento (absorção de água) do grânulo de amido, é essencialmente uma propriedade da amilopectina, sendo observado à medida que se aumenta a temperatura (ROONEY & PFLUGFELDER, 1986). Portanto o aumento da área de superfície e a susceptibilidade do amido ao ataque enzimático, estão associadas as maiores proporções de amilopectina.

A CD aquecida atingiu 40°C, temperatura próxima a do rúmen (39°C). Por analogia, o rúmen de um bovino atua basicamente como um reator de biogás em miniatura (KARLSSON et al., 2014). Os tubérculos quando introduzidos na dieta dos bovinos, apresentam alta fermentabilidade e degradabilidade pelos microrganismos no rúmen devido ao seu maior conteúdo de amilopectina no amido (VILELA; FERREIRA, 1987). Portanto fica evidente que devido a composição do amido da BD e as condições submetidas na CoDA, foi possível verificar o efeito benéfico do aquecimento da CD.

Quanto a aplicação do aquecimento, no ambiente controlado, vale salientar que, devido a temperatura do ambiente (20°C) e temperatura do substrato no biodigestor (21,0 ± 0,4°C), a carga diária (CD) provavelmente sofreu uma variação brusca de temperatura, no momento da alimentação. O volume de CD aquecida, retida no cano de alimentação, juntamente com as condições descritas anteriormente, possivelmente reduziu a influência do aquecimento neste ambiente.

Para a maioria dos biodigestores modelo fluxo tubular e lagoa coberta, em escala real, que possuem câmara de fermentação enterrada (abaixo do nível do solo), verifica-se que a superfície do substrato está mais sujeita a influência da temperatura externa circundante, contudo, a uma profundidade igual ou maior que 20 a 25 cm, a temperatura do substrato é estabelecida entre 20 e 25°C (MONTEIRO, 2005; VAZ, 2019). Desta forma, considerando o grande volume da CD, é possível haver um aporte de calor com a entrada da CD aquecida, podendo favorecer maior eficiência da digestão.

4.3 Estabilidade do processo de digestão anaeróbia

Na Tabela 13 é apresentado o resumo da análise de variância para alcalinidade total (AT) e acidez volátil (AV) no efluente para os tratamentos no

ambiente externo. Houve efeito principal do fator reciclo para as duas variáveis. Foi observado efeito da interação entre os fatores ($p < 0,05$) para a AV, e diferença estatística entre o tratamento adicional (D) versus fatorial para a AT e AV.

Tabela 13 - Resumo da análise de variância (valores de p) para as variáveis, alcalinidade total e acidez volátil, no efluente (ambiente externo)

FV	Acidez volátil	Alcalinidade total
Reciclo (R)	0,0472*	<0,0001*
Aquecimento (A)	0,3317 ^{ns}	0,2009 ^{ns}
R x A	0,0131*	0,0909 ^{ns}
Ad. vs Fatorial	0,0437*	<0,0001*

*A 5% de significância. ^{ns} não significativo.

As concentrações de AT (Tabela 14) garantiram a capacidade de neutralizar ácidos e poder tamponante do sistema. Isso se deu porque materiais orgânicos nitrogenados como o DB, quando degradados, fornecem nutrientes importantes a DA e, em concentrações adequadas, podem garantir capacidade tampão ao sistema, tornando-o mais estável (NESHAT et al., 2017). Por consequência, o reciclo na CoDA, conferiu uma maior ($p < 0,05$) concentração de AT no substrato.

Tabela 14 - Médias de alcalinidade total e acidez volátil no efluente (ambiente externo)

Parâmetro (unidade)	Aquec.	Reciclo		Média	Trat. Ad. (D)
		sem	com		
Acidez volátil (mg L ⁻¹)	sem	487 ± 59 ^{Aa}	477 ± 53 ^{Ba}	482 ± 54	
	com	458 ± 28 ^{Ab}	541 ± 39 ^{Aa}	499 ± 54	
	Média	472 ± 47	509 ± 56	491 ± 36 ^X	438 ± 39 ^Y
Alcalinidade total ¹ (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	sem	2413 ± 74	3550 ± 211	2981 ± 609 ^A	
	com	2590 ± 75	3524 ± 193	3057 ± 505 ^A	
	Média	2501 ± 117 ^b	3537,1 ± 194 ^a	3019 ± 602 ^X	2503 ± 72 ^Y

¹Interação não significativa. ^{Ab} Médias seguidas por letras distintas, minúscula na linha e maiúscula na coluna, diferem entre si pelo teste Tukey ($p < 0,05$). ^{XY} Compara Fatorial versus Tratamento adicional.

Foi observado que as concentrações de acidez volátil (AV) no afluentes (Tabela 7) e efluente do tratamento D+B+A+R foram acrescidas, se comparadas as

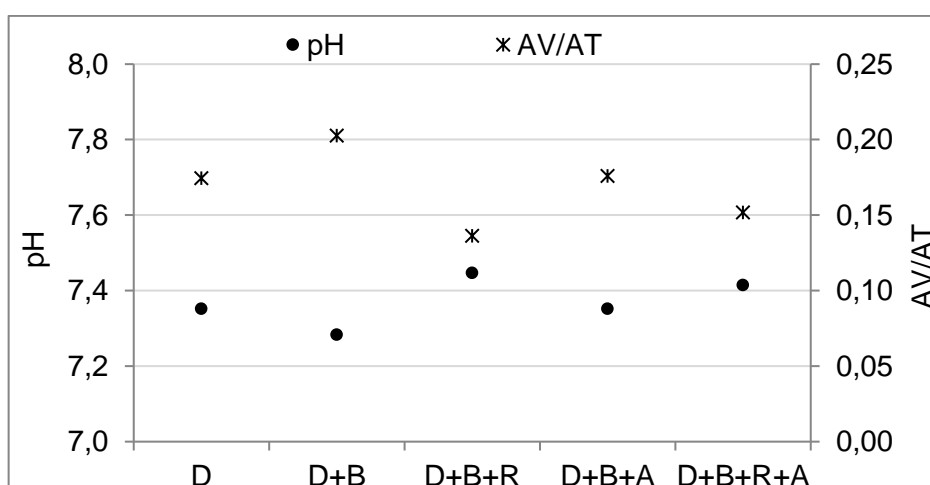
concentrações alcançadas pelos demais tratamentos, o que pode indicar a formação de produtos ou compostos intermediários que não foram convertidos em biogás.

A faixa ótima para AV varia entre 50 e 500 mg L⁻¹ (GERARDI, 2003; WELLINGER et al., 2013), podendo alcançar valores maiores, porém, concentrações superiores a 2.000 mg L⁻¹ de AV já causam inibições ao sistema, quando o pH é 7 (FRIEHE et al., 2010). Já a faixa ótima para AT se encontra entre 1500 e 3000 mg CaCO₃ L⁻¹ (WELLINGER et al., 2013), podendo chegar até 5.000 (GERARDI, 2003). Essas faixas de AV e AT podem ser mais flexíveis em função do tipo de resíduo e modelo de reator. Portanto, para ambos os tratamentos, não houve indicativos de desequilíbrio do sistema para AV e AT.

Conforme mostrado na Figura 4, a média do pH para os tratamentos foi de $7,37 \pm 0,06$, estando dentro da faixa ideal (6,8 a 7,5) para o processo de produção de biometano (WELLINGER et al., 2013).

A faixa ótima da relação AV/AT é de 0,3 a 0,4, o que indica equilíbrio do processo, isto é, as cinéticas de produção e consumo dos ácidos orgânicos estão equilibradas e, por isso, não há risco de acidificação no sistema (CHERNICHARO, 2007). Entretanto, essa faixa pode ser mais flexível em função do tipo de resíduo. A relação AV/AT no afluente, encontrada para os tratamentos, estava entre 0,14 e 0,20, podendo indicar uma baixa entrada de biomassa, no entanto, a COV ($0,65 \text{ gSV}_{\text{ad}} \text{ L}_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$) estava na condição operacional apropriada para o modelo de reator (BFT), de acordo com Amaral et al. (2019b).

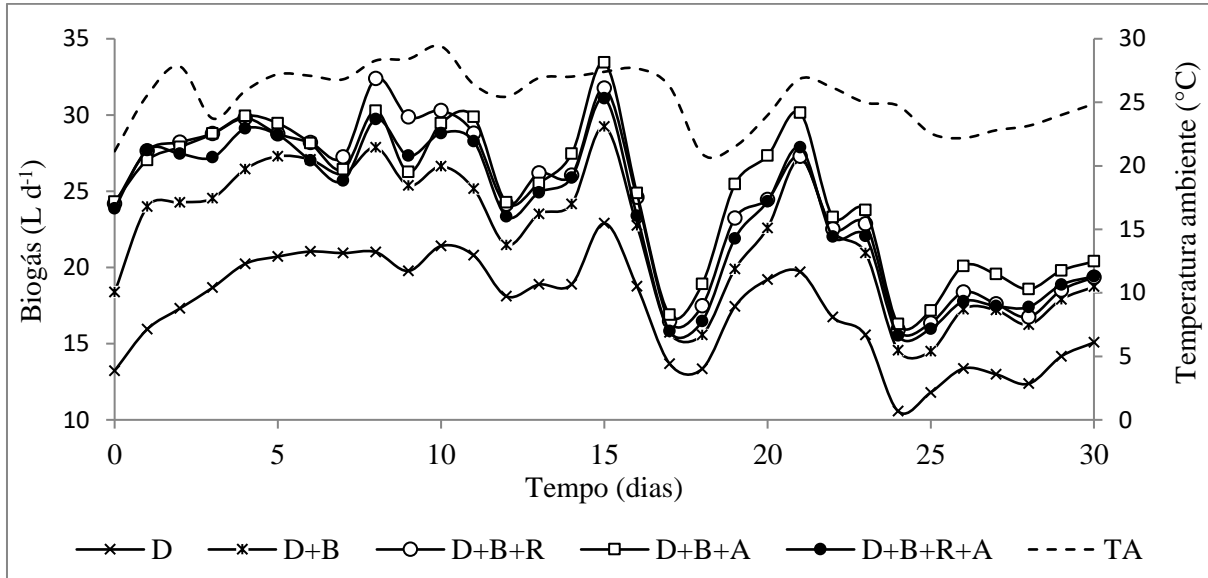
Figura 4 - Valores de pH e relação AV/AT para o ambiente externo



D: dejetto bovino + água (tratamento adicional); D+B: dejetto bovino + batata doce + água; D+B+R: dejetto bovino + batata doce+ reciclo; D+B+A: dejetto bovino + batata doce + água + aquecimento (40°C) e; D+B+R+A: dejetto bovino + batata doce + reciclo + aquecimento (40°C).

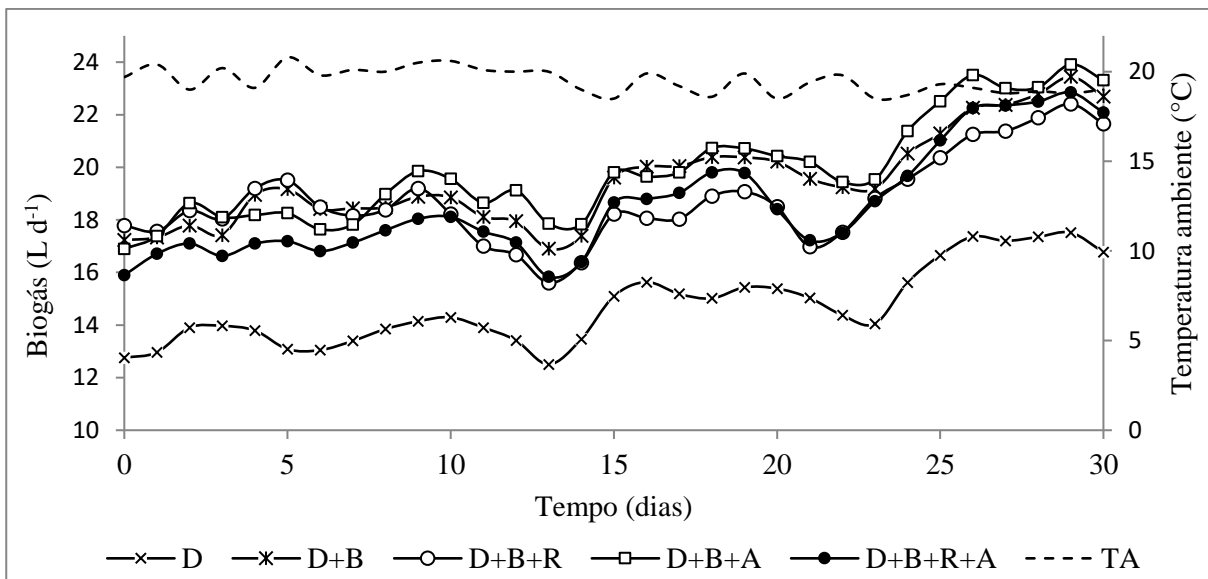
As Figuras 5 e 6 mostram as produções diárias de biogás e variações de temperatura no ambiente externo e ambiente controlado, respectivamente.

Figura 5 - Produção diária de biogás e variação de temperatura no ambiente externo



D: dejetos bovinos + água (tratamento adicional); D+B: dejetos bovinos + batata doce + água; D+B+R: dejetos bovinos + batata doce + reciclagem; D+B+A: dejetos bovinos + batata doce + água + aquecimento (40°C); e D+B+R+A: dejetos bovinos + batata doce + reciclagem + aquecimento (40°C).

Figura 6 - Produção diária de biogás e variação de temperatura no ambiente controlado



D: dejetos bovinos + água (tratamento adicional); D+B: dejetos bovinos + batata doce + água; D+B+R: dejetos bovinos + batata doce + reciclagem; D+B+A: dejetos bovinos + batata doce + água + aquecimento (40°C); e D+B+R+A: dejetos bovinos + batata doce + reciclagem + aquecimento (40°C).

No ambiente externo, a produção diária de biogás variou de acordo com a oscilação da temperatura ambiente. Os microrganismos metanogênicos é o grupo mais sensível às variações de temperatura (AMARAL et al., 2019a), por essa razão, foram registradas produções diárias de biogás mais desuniformes. Embora com rendimentos desuniformes, os tratamentos D+B+A, D+B+R e D+B+R+A apresentaram rendimentos médios acima da média alcançada pelo controle na maior parte o período avaliado.

Segundo Chernicharo (2007) a taxa de crescimento microbiano em temperaturas próximas à mínima (20°C, faixa mesofílica) é baixa, porém aumenta gradativamente com o acréscimo da temperatura, atingindo o máximo crescimento na faixa de temperatura ótima, e caindo bruscamente com redução de alguns poucos graus.

No ambiente controlado, houve um aumento nas produções diárias de biogás a partir do 24º dia, fato que pode ser atribuído ao maior teor de SV presentes no DB coletado neste período.

Resende et al. (2015) avaliaram a DA de DB leiteiros em biodigestores tubulares (volume: 60L; ST: 4,5%), no verão (24 a 35°C) e inverno (14 a 25°C), no estado de Minas Gerais, BR. As médias de produção diária de biogás registradas pelos autores foram de $18,7 \pm 9,17$ e $16 \pm 6,2$ L dia⁻¹, para o verão e inverno, respectivamente. As médias encontradas pelos autores foram próximas às encontradas no presente estudo (17,2 e 14,7 L d⁻¹), considerando que os biodigestores eram semelhantes. Em análise da dinâmica temporal bacteriana, realizada pelos autores, foi mostrado que os processos de DA no verão e no inverno contêm abundância microbiana semelhante, e que as comunidades diferiam significativamente na composição; no entanto, todos foram capazes de desempenhar papéis semelhantes.

4.4 Macronutrientes no biofertilizante

Na Tabela 15 é apresentado o resumo da análise de variância dos macronutrientes no biofertilizante produzido por cada tratamento, no ambiente externo. Foi observado efeito principal do fator reciclo para P e K. Houve efeito da interação entre os fatores ($p < 0,05$) para a concentração de K, e diferença

significativa entre o tratamento adicional (D) e o fatorial para as concentrações de P e K.

Tabela 15 - Resumo da análise de variância (valor de p) dos teores de nitrogênio (NTK), fósforo (P) e potássio (K) para o ambiente externo

FV	NTK	P	K
Reciclo (R)	0,7647 ^{ns}	<0,0001*	0,0064*
Aquecimento (A)	0,9045 ^{ns}	0,4253 ^{ns}	0,0755 ^{ns}
R x A	0,6332 ^{ns}	0,8202 ^{ns}	0,0145*
Ad. vs Fatorial	0,3327 ^{ns}	<0,0001*	<0,0001*

*A 5% de significância. ^{ns} não significativo.

As médias dos macronutrientes presentes no biofertilizante são apresentadas na Tabela 16.

Tabela 16 - Teores de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) presentes nos biofertilizantes (ambiente externo)

Parâmetro (unidade)	Aquec.	Reciclo		Média	Trat. Ad. (D)
		sem	com		
NTK ¹ (N) (% ST)	sem	2,80 ± 0,47	2,77 ± 0,03	2,79 ± 0,30 ^A	
	com	2,71 ± 0,32	2,83 ± 0,05	2,77 ± 0,22 ^A	
	Média	2,75 ± 0,36 ^a	2,80 ± 0,05 ^a	2,78 ± 0,05 ^X	2,60 ± 0,14 ^X
Fósforo ¹ (P) (% ST)	sem	1,62 ± 0,05	1,32 ± 0,04	1,47 ± 0,17 ^A	
	com	1,61 ± 0,02	1,30 ± 0,03	1,46 ± 0,17 ^A	
	Média	1,62 ± 0,04 ^a	1,31 ± 0,03 ^b	1,47 ± 0,18 ^Y	1,68 ± 0,05 ^X
Potássio (K) (% ST)	sem	2,87 ± 0,07 ^{Ab}	3,22 ± 0,18 ^{Aa}	3,04 ± 0,23	
	com	2,92 ± 0,04 ^{Aa}	2,95 ± 0,04 ^{Ba}	2,93 ± 0,03	
	Média	2,89 ± 0,06	3,08 ± 0,19	2,99 ± 0,16 ^X	2,48 ± 0,06 ^Y

¹Interação não significativa. ^{Ab} Médias seguidas por letras distintas, minúscula na linha e maiúscula na coluna, diferem entre si pelo teste Tukey (p<0,05). ^{XY} Compara Fatorial versus Tratamento adicional.

As concentrações de N não se alteraram com a aplicação dos fatores (p>0,05) e com a adição de BD. As concentrações de N nos substratos, derivam em maior parte do dejetos, que possui maiores concentrações de componentes proteicos, ricos em nitrogênio (MOLLER et al., 2004).

Observa-se que os teores de todos os macronutrientes, para todos os tratamentos, foram maiores no efluente que no afluente, com exceção dos teores de P e K para os tratamentos com reciclo, que ficaram com concentrações menores ou bem próximas. Quanto aos maiores teores de macronutrientes encontrados no efluente, o fato é atribuído à redução dos SV durante o processo de DA, que decorre na concentração dos elementos no substrato.

No que se refere as concentrações de P e K, para o uso do reciclo, admite-se que devido a menor degradação desses substratos, e por consequência, maiores teores de sólidos no efluente, comparado ao não uso do reciclo, encontra-se concentrações mais reduzidas para esses nutrientes.

A menor ($p < 0,05$) concentração de P para o biofertilizante onde foi aplicado o reciclo (1,31%), comparado ao biofertilizante que não foi aplicado o reciclo (1,62%), também pode ser atribuída à sedimentação do fósforo, principalmente devido ao aumento da concentração de sólidos advindos do reciclo, acarretando deposição desse nutriente no fundo dos biodigestores, conforme também observado por Henn (2005).

A adição da BD ao DB (D+B) induziu um aumento no conteúdo de K (2,87%), se comparado ao tratamento D (2,48%). Em estudo realizado por Montoro et al. (2019) os conteúdos de NTK (4,66%) e P (1,9%) não diferiram entre a monodigestão do dejetos e a CoDA do dejetos e BD (dejetos/BD: 80/20), mas diferiu no conteúdo de K (2,41 e 2,55% para mono e CoDA, respectivamente). Damaceno et al. (2019a) também observou maior teor de K no efluente quando adicionada a BD.

O biofertilizante oriundo de biodigestores fluxo tubular, pode apresentar grande variabilidade quanto aos seus teores de N, P_2O_5 e K_2O . A variabilidade de resultados pode ser atribuída a diferenças no manejo dos dejetos, operação dos biodigestores (com e sem separação de sólidos do afluente), e, principalmente pelo longo tempo de armazenamento do biofertilizante que ocasiona a precipitação do P para o lodo das lagoas, reduzindo consideravelmente o teor de P_2O_5 do biofertilizante líquido (OLIVI et al., 2015).

A recuperação de nutrientes com o uso do biofertilizante é um benefício importante da DA. Montoro et al. (2017), salientam que a viabilidade econômico-financeira do investimento na tecnologia de DA, depende em parte do gerenciamento e aplicação do biofertilizante, produto de alto valor agregado. O biofertilizante possui altas concentrações de macro e micronutrientes mineralizados

(principalmente N) ou parcialmente assimiláveis pelos vegetais, ampla diversidade de micro-organismos benéficos ao solo, matéria orgânica (SMITH; PETERSON, 1982; SANTOS, 1991; ALBURQUERQUE et al., 2012; NICOLOSO et al., 2019) e substâncias húmicas, corroborando para melhorias na relação solo-planta (TEJADA et al., 2016).

4.5 Balanço energético do aquecimento das cargas diárias

Nas Tabela 17 e 18 são mostrados os dados dos cenários do estudo do balanço energético do aquecimento das CD a partir do uso do biogás produzido em um sistema de DA, em escala real, operando com a CoDA de dejetos de bovinos leiteiros e BD.

Tabela 17 - Composição da carga diária e volume do biodigestor

Composição da carga diária (kg)						Volume do biodigestor (m ³)
Matéria natural			Sólidos totais			
Dejeto ¹	BD	Água	Dejeto	BD	Água	639,3
2.868,6	441	18.000	417,4	104,3	0	

¹sem a fração sólida.

Tabela 18 - Produções diárias de biogás para os cenários com e sem aquecimento da carga diária

Cenário	PEB ¹ (LN kg _{STadic} ⁻¹)	Biogás (m ³ dia ⁻¹)	Incremento na produção de biogás (m ³ dia ⁻¹)
Sem aquecimento	449,40	234,42	29,07
Com aquecimento	505,12	263,48	

¹Produção específica de biogás obtido no ensaio.

A partir dos dados dos cenários apresentados nas Tabelas 17 e 18, calculou-se a quantidade de calor (Q) e o volume de biogás necessários para o aquecimento da CD (Tabela 19).

Tabela 19 - Quantidade de calor (Q) e volume de biogás necessários para o aquecimento da carga diária

Q ¹ (MJ)	Biogás (m ³ dia ⁻¹)	Demanda de biogás para aquecimento da CD (%)
1.758,1	81,4	30,9

Poder calorífico inferior do biogás (60% CH₄): 21600 kJ m⁻³ (BIASI et al., 2018). Eficiência de conversão: 75% (WELLINGER, 2013).

Para a aquecer a CD (21.309,06 kg) são necessários 1.758,1 MJ portanto, 81,4 m³ de biogás, correspondente a 30,9% do volume total de biogás produzido por dia (263,48 m³).

O aquecimento da CD promoveu um acréscimo de 29,07 m³ biogás por dia, referente a 35,7% do volume total de biogás requerido para o aquecimento (81,4 m³), evidenciando um balanço energético negativo.

Uma análise econômica relativa à implantação do biodigestor anaeróbio com sistema de aquecimento da CD, utilizando o biogás, pode indicar se há lucratividade, o que dependerá fortemente da demanda de biogás na propriedade para geração de energia elétrica e energia térmica, e se há energia excedente.

Segundo Nogueira, (1986), quando se emprega o próprio biogás para aquecimento do biodigestor, usualmente se consome um terço da energia total produzida, portanto, todas estas considerações devem ser feitas para um projeto otimizado, já que impõem alguma complexidade na construção e operação.

Para Axaopoulos & Panagakis (2003), ao se utilizar sistemas de aquecimento em biodigestores, deve-se fazer uma análise de quantidade de energia requerida para elevar-se a temperatura do substrato e a quantidade de biogás produzida como resultado dessa elevação de temperatura. Caso o incremento na produção de biogás seja inferior, igual ou levemente inferior à energia gasta no processo, o sistema de aquecimento torna-se inviável.

Souza (2001) avaliando o aquecimento de biodigestores (25, 35 e 40°C), abastecidos com dejetos de suínos, observou que o percentual de energia usada no aquecimento a 40°C do substrato é muito alto, sendo necessário melhorar em muito a eficiência do sistema, de modo que a produção líquida de biogás seja utilizada, simultaneamente, para outros fins. Se considerado o aumento no tamanho do

rebanho, para 1000 animais, o autor relata ser possível aquecer até 40°C, com folga no excedente de biogás.

Alternativo ao uso do biogás para aquecimento, consiste o aproveitamento do calor pela troca térmica no arrefecimento de motores a biogás, em sistemas de cogeração para a produção combinada de calor e eletricidade (PRONTO & GOOCH, 2008; DALPAZ et al., 2020), ou utilizando coletores solares (AXAOPOULOS et al., 2001).

Em estudo do uso do biogás na cogeração, Dalpaz et al. (2020) relataram que a geração de energia elétrica e térmica otimiza o potencial do biogás. Desta forma, a viabilidade energética do aquecimento do substrato depende sobretudo do sistema adotado para tal fim, podendo ser muito vantajoso partindo da cogeração.

5 CONCLUSÕES

Nas condições em que o experimento foi conduzido, nos dois ambientes avaliados, o emprego da codigestão anaeróbia do dejetos bovino com batata doce, sem a aplicação dos fatores, promoveu acréscimo na produção diária de biogás e nas produções específicas de biogás e metano, se comparado a monodigestão. Em síntese, fica evidente que a batata doce é uma boa fonte de carbono para melhorar a produção energética da digestão anaeróbia do dejetos bovino leiteiro.

No ambiente externo, as maiores produções diárias de biogás foram alcançadas pela codigestão anaeróbia aliada ao uso do reciclo e aplicação do aquecimento da carga diária, de forma isolada, resultado da melhor degradação dos substratos com a aplicação dos fatores. O tratamento com aplicação do aquecimento, apresentou as maiores produções específicas de biogás e metano, no entanto, para o tratamento com reciclo reporta-se maior teor de sólidos no afluente, advindos do reciclo, que reduziu os valores de rendimento por sólidos adicionados.

No ambiente controlado, a temperatura de 20°C interferiu no efeito da aplicação dos fatores, anulou o efeito do aquecimento da carga diária e reduziu a capacidade de degradação dos substratos com reciclo do biofertilizante.

Todos os tratamentos (ambiente externo) apresentaram concentrações de alcalinidade total e acidez volátil dentro das faixas consideradas estáveis para os sistemas. No entanto, o uso do reciclo promoveu maior alcalinidade e, portanto, maior estabilidade, nos afluentes e efluentes dos biodigestores.

A adição da batata doce ao substrato induziu um acréscimo no teor e potássio no biofertilizante. As concentrações de nitrogênio encontradas no biofertilizante não variaram.

No cenário avaliado, ao se aplicar o aquecimento nas cargas diárias do biodigestor, em escala real, a quantidade de biogás produzida como resultado desse aquecimento colaborou com apenas 35,7% do total de energia térmica requerida no processo, tendo apresentado balanço negativo. Contudo, a aplicação do aquecimento em escala real, requer uma avaliação da demanda de biogás e das particularidades de cada propriedade.

Por fim, conclui-se que a CoDA, aliada ao reciclo, apresenta-se como uma alternativa interessante para a reciclagem da energia e dos nutrientes contidos nos dejetos de bovinos leiteiros sobre as perspectivas técnica e ambiental.

REFERÊNCIAS

- ABILOGÁS. **Proposta de programa nacional do biogás e do biometano** – PNBB. São Paulo, 2015. Disponível em: <<http://www.abiogas.org.br/>>. Acesso em 19 jun. 2020.
- 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**, v. 121, n. 5, p. 566–572, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jbiosc.2015.10.005>.
- AKYOL, Ç.; AYDIN, S.; INCE, O.; INCE, B. A comprehensive microbial insight into single-stage and two-stage anaerobic digestion of oxytetracycline-medicated cattle manure. **Chemical Engineering Journal**, v. 303, p. 675–684, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.06.006>.
- AL SEADI, T. **Good practice in quality management of AD residues from biogas production**. International Energy Agency Bioenergy Task 24, Energy from Biological Conversion of Organic Waste, p. 1–32, 2002. Disponível em: <>. Acesso em 19 jun. 2020.
- ALBURQUERQUE, J. A.; DE LA FUENTE, C.; FERRER-COSTA, A.; CARRASCO, L.; CEGARRA, J.; ABAD, M.; BERNAL, M. P. Assessment of the fertiliser potential of digestates from farm and agroindustrial residues. **Biomass and Bioenergy**, v. 40, p. 181–189, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.02.018>.
- AMARAL, A. C.; STEINMETZ, R. L. R.; KUNZ, A. O processo de biodigestão. Cap. 1. In: KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. (ed.). **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia, SC: Sbera e Embrapa Suínos e Aves, 2019a. p. 13-26. Disponível em: <<https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/1108617>>. Acesso em 19 jun. 2020.
- AMARAL, A. C.; STEINMETZ, R. L. R.; KUNZ, A. Os Biodigestores. Cap. 3. In: KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. (ed.). **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia, SC: Sbera e Embrapa Suínos e Aves, 2019b. p. 41-68. Disponível em: <<https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/1108617>>. Acesso em 19 jun. 2020.
- AMON, T.; AMON, B.; KRYVORUCHKO, V.; ZOLLITSCH, W.; MAYER, K.; GRUBER, L. Biogas production from maize and dairy cattle manure-Influence of biomass composition on the methane yield. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 118, n. 1–4, p. 173–182, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.007>.
- ANDRADE JÚNIOR, V. C. de; VIANA, D. J. S.; PINTO, N. A. V. D.; RIBEIRO, K. G.; PEREIRA, R. C.; NEIVA, I. P.; AZEVEDO, A. M.; ANDRADE, P. C. de R. Características produtivas e qualitativas de ramas e raízes de batata-doce. **Horticultura Brasileira**, v. 30, n. 4, p. 584–589, 2012. <https://doi.org/10.1590/s0102-05362012000400004>.

ANGELIDAKI, I., BOE, K., & ELLEGAARD, L. Effect of operating conditions and reactor configuration on efficiency of full-scale biogas plants. **Water science and technology**, v. 52, n. 1-2, p. 189-194, 2005. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0516>.

ANGELIDAKI, I.; ELLEGAARD, L.; AHRING, B. K. A mathematical model for dynamic simulation of anaerobic digestion of complex substrates: Focusing on ammonia inhibition. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 42, n. 2, p. 159–166, 1993. <https://doi.org/10.1002/bit.260420203>.

ANJOS, I. Dos; TONELI, J. T. C. L.; SAGULA, A. L.; DE LUCAS, J. Biogas production in dairy cattle systems, using batch digesters with and without solids separation in the substrates. **Engenharia Agrícola**, v. 37, n. 3, p. 426–432, 2017. <https://doi.org/10.1590/1809-4430-eng.agric.v37n3p426-432/2017>.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 19th ed., Washington, 2005.

AXAOPOULOS, P.; PANAGAKIS, P. Energy and economic analysis of biogas heated livestock buildings. **Biomass and Bioenergy**, v. 24, n. 3, p. 239-248, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(02\)00134-4](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(02)00134-4).

AXAOPOULOS, P.; PANAGAKIS, P.; TSAVDARIS, A.; GEORGAKAKIS, D. Simulation and experimental performance of a solar-heated anaerobic digester. **Solar Energy**, v. 70, n. 2, p. 155-164, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0038-092X\(00\)00130-4](https://doi.org/10.1016/S0038-092X(00)00130-4).

BACHMANN and availability in untreated and mechanically separated biogas digestates. **Scientia Agrícola**, v. 73, n. 1, p. 9–17, 2016. DOI: 10.1590/0103-9016-2015-0069.

BATAGLIA, O. C.; FURLANI, A. M. C.; TEIXEIRA; J. P. F.; FURLANI, P. R.; GALLO, J. R. Métodos de análises químicas de plantas. Campinas: Instituto Agronômico. 48 p. **Boletim Técnico**, 78. 1983.

BILIADERIS, C. G. The structure and interactions of starch with food constituents. **Canadian journal of physiology and pharmacology**, v. 69, n. 1, p. 60-78, 1991. <https://doi.org/10.1139/y91-011>.

BLEY Jr. C. **Biogás: a energia invisível**. [prefácio de Leonardo Boff] – 2ª ed. rev. e ampl. São Paulo: CIBiogás. Foz do Iguaçu: ITAIPU Binacional, 2015. Disponível em: <https://www.ambienteenergia.com.br/wp-content/uploads/2018/09/Biogas_Ebook_Ambiente-Energia.pdf>. Acesso em 19 jun. 2020.

BRAUN, H.; FONTES, P. C. R.; FINGER, F. L.; BUSATO, C.; CECON, P. R. Carboidratos e matéria seca de tubérculos de cultivares de batata influenciados por doses de nitrogênio. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 34, n. 2, p. 285-293, Apr. 2010. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542010000200003>.

CARMO, D. L. do; SILVA, C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 4, p. 1211-1220, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000400015>.

CARVALHO, G. R.; ROCHA, D. T. Desafios para a competitividade internacional. In: Rentero, N. (ed.) **Anuário Leite 2019**. Juiz de Fora, MG: Embrapa Gado de Leite, 2019. p. 34-35. Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1109959>>. Acesso em 19 jun. 2020.

CASTRO, L., ESCALANTE, H., JAIMES-ESTÉVEZ, J., DÍAZ, L. J., VECINO, K., ROJAS, G., MANTILLA, L. Low cost digester monitoring under realistic conditions: Rural use of biogas and digestate quality. **Bioresource technology**, v. 239, p. 311-317, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.05.035>.

CAVINATO, C.; FATONE, F.; BOLZONELLA, D.; PAVAN, P. Thermophilic anaerobic co-digestion of cattle manure with agro-wastes and energy crops: Comparison of pilot and full scale experiences. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 2, p. 545–550, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2009.08.043>.

CHERNICHARO, C. A. de L. **Anaerobic reactors**. Biological wastewater treatment series, London: IWA, v. 4, 175p, 2007.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 1ª ed. vol. 5, Belo Horizonte, MG: SEGRAC, 1997. 379p.

CHYNOWETH, D. P., MAH, R. A. Anaerobic biological treatment processes. **Adv. Chem. Sci**, v. 105, p. 41-53, 1971.

CHYNOWETH, D. P.; WILKIE, A. C.; OWENS, J. M. Anaerobic treatment of piggery slurry-review. **Asian-Australasian Journal of Animal Sciences**, v. 12, n. 4, p. 607-628, 1999.

CIBIOGAS. **BiogasMap**. Foz do Iguaçu, 2020. Disponível em: <<https://mapbiogas.cibiogas.org/>>. Acesso em 19 jun. 2020.

COSTA, M. S. S. d. M.; COSTA, L. A. d. M.; LUCAS JUNIOR, J. de; PIVETTA, L. A. Potentials of biogas production from young bulls manure fed with different diets. **Engenharia Agrícola**, v. 33, n. 6, p. 1090–1098, 2013. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162013000600002>.

COSTA, M. S. S. d. M.; LUCAS JUNIOR, J. de.; COSTA, L. A. d. M.; ORRICO, A. C. A. A highly concentrated diet increases biogas production and the agronomic value of young bull's manure. **Waste Management**, v. 48, p. 521-527, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.09.038>.

DALPAZ, R.; KONRAD O.; SILVA CYRNE, C.C.; BARZOTTO, H.P.; HASAN, C.; GUERINI FILHO, M. Using biogas for energy cogeneration: An analysis of electric and thermal energy generation from agro-industrial waste. **Sustainable Energy Technologies and Assessments** v. 40, p. 100774, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.seta.2020.100774>.

DAMACENO, F. M. **Codigestão anaeróbia do lodo obtido em abatedouros de frangos e batata-doce: valorização energética e agrônômica**. 2018. 94 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Ciências Agrárias, Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Cascavel-PA, 2018.

DAMACENO, F. M.; BULIGON, E. L.; PIRES SALCEDO RESTREPO, J. C.; CHIARELOTTO, M.; NIEDZIALKOSKI, R. K.; DE MENDONÇA COSTA, L. A.; LUCAS JUNIOR, J. de; DE MENDONÇA COSTA, M. S. S. Semi-continuous anaerobic co-digestion of flotation sludge from broiler chicken slaughter and sweet potato: Nutrients and energy recovery. **Science of the Total Environment**, v. 683, p. 773–781, 2019a. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.314>.

DAMACENO, F. M.; CHIARELOTTO, M.; PIRES SALCEDO RESTREPO, J. C.; BULIGON, E. L.; COSTA, L. A. de M.; LUCAS JUNIOR, J. de; COSTA, M. S. S. de M. Anaerobic co-digestion of sludge cake from poultry slaughtering wastewater treatment and sweet potato: Energy and nutrient recovery. **Renewable Energy**, v. 133, p. 489–499, 2019b. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.10.070>.

DILALLO, R., ALBERTSON, O. E. Volatile acids by direct titration. **Journal (Water Pollution Control Federation)**, p. 356-365, 1961. Disponível em: <<https://www.jstor.org/stable/25034391?seq=1>>. Acesso em 19 jun. 2020.

EBA – European Biogas Association. **Annual Report 2018**. Disponível em: <<https://www.europeanbiogas.eu/eba-statistical-report-2019-european-overview/>>. Acesso em 19 jun. 2020.

EPE – EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Anuário Estatístico de Energia Elétrica 2020 / Ano base 2019, 2020**. Disponível em: <<https://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/anuario-estatistico-de-energia-eletrica>>. Acesso em: 09 de jul de 2021.

ESTEVEZ, M. M.; SAPCI, Z.; LINJORDET, R.; SCHNÜRER, A.; MORKEN, J. Semi-continuous anaerobic co-digestion of cow manure and steam-exploded *Salix* with recirculation of liquid digestate. **Journal of Environmental Management**, v. 136, p. 9–15, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.01.028>.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **FAO STAT - Livestock Primary**. Roma, Italy, 2019. Disponível em: <<http://www.fao.org/faostat/en/#data/QL>>. Acesso em 18 mai. 2021.

FIGUEIREDO, A.F. **Armazenamento de ramas, tipos de estacas, profundidade de plantio e análise do crescimento de plantas de batata-doce** (*Ipomoea batatas* (L.) Lam.). 1993. 127 p. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG, 1993.

FIGUEIREDO, J. A.; DE ANDRADE JÚNIOR, V. C.; PEREIRA, R. C.; RIBEIRO, K. G.; VIANA, D. J. S.; NEIVA, I. P. Avaliação de silagens de ramas de batata-doce. **Horticultura Brasileira**, v. 30, n. 4, p. 708–712, 2012. <https://doi.org/10.1590/s0102-05362012000400024>.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; VAN HAANDEL, A.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. F. F. Fundamentos do Tratamento Anaeróbio. Cap. 2. In: CAMPOS, J.R. (coord.). **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**. PROSAB, Rio de Janeiro, p. 29-52. (1999). Disponível em: <<https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/prosabcamposfinal.pdf>>. Acesso em 19 jun. 2020.

FRIEHE, J.; WEILAND, P.; SCHATTAUER, A. Fundamentos da fermentação anaeróbia. Cap. 2. In: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR), Guia prático do Biogás – Geração e Utilização. 5. ed. 2010, p. 20-30. Disponível em: http://www.limpezapublica.com.br/cartilhas/giz_-_guia_pratico_do_biogas_final.pdf. Acesso em 19 jun. 2020.

GE, X.; MATSUMOTO, T.; KEITH, L.; LI, Y. Biogas energy production from tropical biomass wastes by anaerobic digestion. **Bioresource technology**, v. 169, p. 38-44, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.06.067>

GEBLER, L.; ESPANHOL, G. L.; FIRTA, I. N.; SPADOTTO, C. A. Dispersão de Poluentes e seu Monitoramento na Agropecuária. Cap. 5. In: GLEBER, L.; PALHARES, J. C. P. (ed.). Gestão ambiental na agropecuária. Brasília, DF: Embrapa, 2007, v. 1, p. 105-166. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/141668/1/GEBLER-Gestao-ambiental-na-agropecuaria-2007.pdf>>. Acesso em 19 jun. 2020.

GERARDI, M. H. **The microbiology of anaerobic digesters**. New Jersey, United States: John Wiley and Sons Inc.; 2003.

GIULIANO, A.; BOLZONELLA, D.; PAVAN, P.; CAVINATO, C.; CECCHI, F. Co-digestion of livestock effluents, energy crops and agro-waste: Feeding and process optimization in mesophilic and thermophilic conditions. **Bioresource Technology**, v. 128, p. 612–618, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.11.002>.

GONÇALVES, M. F. V., SARMENTO, S. B. S., DIAS, C. T. D. S., & MARQUEZINI, N. Tratamento térmico do amido de batata-doce (*Ipomoea batatas* L.) sob baixa umidade em micro-ondas. **Food Science and Technology**, v. 29, n. 2, p. 270-276, 2009.

GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, C.; LEÓN-COFRECES, C.; & GARCÍA-ENCINA, P. A. Different pretreatments for increasing the anaerobic biodegradability in swine manure. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 18, p. 8710-8714, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.04.020>.

GU, Y.; CHEN, X.; LIU, Z.; ZHOU, X.; ZHANG, Y. Effect of inoculum sources on the anaerobic digestion of rice straw. **Bioresource technology**, v. 158, p. 149-155, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.02.011>.

HAGOS, K.; ZONG, J.; LI, D.; LIU, C.; LU, X. Anaerobic co-digestion process for biogas production: Progress, challenges and perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 76, n. March, p. 1485–1496, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2016.11.184>.

HENN, A. **Avaliação de dois sistemas de manejo de dejetos em uma pequena propriedade produtora de suínos – condição de partida**. 2005. 157p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis-SC, 2005.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Agropecuário**. Rio de Janeiro, RJ, 2017a. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/tabela/6912>>. Acesso em 18 mai. 2021.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Agropecuário**. Rio de Janeiro, RJ, 2017b. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/tabela/6722>>. Acesso em 18 mai. 2021.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Indicadores IBGE - **Estatística da Produção Pecuária** – 2019. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?id=72380&view=detalhes>>. Acesso em 19 jun. 2020.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Trimestral do Leite**. Rio de Janeiro, RJ, 2019a. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/tabela/1086>>. Acesso em 18 mai. 2021.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa da Pecuária Municipal**. Rio de Janeiro, RJ, 2019b. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/Tabela/74>>. Acesso em 18 mai. 2021.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa da Pecuária Municipal**. Rio de Janeiro, RJ, 2019c. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/tabela/94>>. Acesso em 18 mai. 2021.

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**, v. 52, p. 142–154, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.07.091>.

JENDE, O.; PLATZER, C.; CABRAL, C. B. G.; HOFFMANN, H.; ROSENFELDT, S.; COLTURATO, L. F. DE D. B.; THILO BURKARD, T.; LINNENBERG, C.; STINNER, W.; ZÖRNER, F.; SCHRÖDER, E. S. **Tecnologias de digestão anaeróbia com relevância para o Brasil**: substratos, digestores e uso de biogás. Probiogás, Ministério das Cidades, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit GmbH (GIZ). Brasília, DF, Ministério das Cidades, 2015. Disponível em: <<https://www.mdr.gov.br/saneamento/probiogas/publicacoes/publicacoes-do-probiogas>>. Acesso em 19 jun. 2020.

JUNQUEIRA, J. B. **Biodigestão anaeróbia e compostagem com dejetos de bovinos confinados e aplicação do biofertilizante e do composto em área cultivada com Panicum maximum Jacq., CV Tanzânia**. 2011. 92 p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) - Universidade Estadual Paulista. Jaboticabal-SP, 2011.

JUNQUEIRA, J. B. **Aplicação de biofertilizante, composto e uréia na produção de capim tanzânia (Panicum maximum, Jacq.) sob irrigação**. 2015. 81 p. Tese (Doutorado em Zootecnia) – Universidade Estadual Paulista. Jaboticabal-SP, 2015.

KALTSCHMITT, M.; SCHOLWIN, F.; DANIEL-GROMKE, J.; SCHUMACHER, B.; SCHEUERMANN, A.; WILFERT, R. Importância do Biogás como Fonte de Energia Renovável na Alemanha. Cap. 12. In: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR), Guia prático do Biogás – Geração e Utilização. 5. ed. 2010, p. 218-227. Disponível em: http://www.limpezapublica.com.br/cartilhas/giz_-_guia_pratico_do_biogas_final.pdf. Acesso em 19 jun. 2020.

KATO, M. T.; NETO, C.O.de A.; CHERNICHARO, C. A. de L.; FORESTI, E.; CYBIS, L. F. Configurações de Reatores Anaeróbios. Cap. 3. In: CAMPOS, J.R.

(coord.). Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbico e Disposição Controlada no Solo. PROSAB, Rio de Janeiro, p. 53-100. (1999). Disponível em: <<https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/prosabcamposfinal.pdf>>. Acesso em 19 jun. 2020.

KONRAD, O.; BEZAMA, A. B.; PRADE, T.; BACKES, G. M.; OECHSNER, H. Enhancing the analytical capacity for biogas development in Brazil: Assessment of an original measurement system for low biogas flow rates out of agricultural biomass residues. **Engenharia Agrícola**, v. 36, n. 5, p. 792–798, 2016. <https://doi.org/10.1590/1809-4430-eng.agric.v36n5p792-798/2016>.

KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. L. R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bioresource technology**, v. 100, n. 22, p. 5485-5489, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.10.039>.

LE, C.; STUCKEY, D. C. Impact of feed carbohydrates and nitrogen source on the production of soluble microbial products (SMPs) in anaerobic digestion. **Water Research**, v. 122, p. 10–16, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2017.05.061>.

LEE, S. H.; KANG, H. J.; LEE, Y. H.; LEE, T. J.; HAN, K.; CHOI, Y.; PARK, H. D. Monitoring bacterial community structure and variability in time scale in full-scale anaerobic digesters. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 14, n. 7, p. 1893–1905, 2012. <https://doi.org/10.1039/c2em10958a>.

LEHTOMÄKI, A.; HUTTUNEN, S.; RINTALA, J. A. Laboratory investigations on co-digestion of energy crops and crop residues with cow manure for methane production: Effect of crop to manure ratio. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 51, n. 3, p. 591–609, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2006.11.004>.

LEITE, J. L. B.; RESENDE, J. C.; STOCK, L. A. Desempenho do mercado brasileiro de lácteos. In: Rentero, N. (ed.) Anuário Leite 2019. Juiz de Fora, MG: Embrapa Gado de Leite, 2019. p. 26-27.

LIEBETRAU, J.; FRIEHE, J.; WEILAND, P.; SCHREIBER, A. Operação de Usinas de Biogás. Cap. 5. In: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR), Guia prático do Biogás – Geração e Utilização. 5. ed. 2010, p. 85-114. Disponível em: http://www.limpezapublica.com.br/cartilhas/giz_-_guia_pratico_do_biogas_final.pdf. Acesso em 19 jun. 2020.

LIMA, D. M. F.; RODRIGUES, J. A. D.; BOE, K.; ALVARADO-MORALES, M.; ELLEGAARD, L.; ANGELIDAKI, I. Anaerobic modeling for improving synergy and robustness of a manure co-digestion process. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 33, n. 4, p. 871–883, 2016. <https://doi.org/10.1590/0104-6632.20160334s20150314>.

LUCAS JUNIOR, J.; ORTOLANI, A.; BENINCASA, M.; IMADA, R. Avaliação do uso de inóculo no desempenho de biodigestores abastecidos com estrume de frangos de corte com cama de maravalha. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, 22, 1993, Ilhéus. Anais... Ilhéus: SBEA/CEPLAC, v. 22, p. 915-930, 1993.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. **Evaluation of the nutritional status of plants: principles and applications**. Piracicaba. Associação Brasileira para

Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 193p, 1989.

<https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/19900737313>.

MARIANI, L.; CAVALIERO, C. K. N.; BLEY, C. J.; GOMES, A. C. A.; MITO, J. Y. L. Políticas públicas e privadas de incentivo ao uso do biogás na matriz energética brasileira. In: IX Congresso Brasileiro de Planejamento Energético, 2014, Florianópolis, SC. Anais do IX CBPE – 2014.

MASIH-DAS, J.; TAO, W. Anaerobic co-digestion of foodwaste with liquid dairy manure or manure digestate: Co-substrate limitation and inhibition. **Journal of Environmental Management**, v. 223, n. May, p. 917–924, 2018.

<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.07.016>.

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

<https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.04.039>.

MATA-ALVAREZ, J.; MACÉ, S.; LLABRÉS, P. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. **Bioresource Technology**, v. 74, n. 1, p. 3–16, 1 Aug. 2000. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(00\)00023-7](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00023-7).

MATOS, A. T. **Curso sobre tratamento de resíduos agroindustriais**.

Departamento de Engenharia Agrícola e Ambiental/Universidade Federal de Viçosa (UFV). Fundação Estadual do Meio Ambiente. 2005. Disponível em:

<<https://www.docsity.com/pt/tratamento-de-residuos-agroindustriais/4712959/>>.

Acesso em 19 jun. 2020.

MAUCIERI, C.; NICOLETTO, C.; CARUSO, C.; SAMBO, P.; BORIN, M. Effects of digestate solid fraction fertilisation on yield and soil carbon dioxide emission in a horticulture succession. **Italian Journal of Agronomy** v.12, n.2, 2017.

<https://doi.org/10.4081/ija.2017.800>.

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**, v. 52, n. 2016, p. 112–121, 2016.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.03.021>.

MCVOITTE, W. P., & CLARK, O. G. The effects of temperature and duration of thermal pretreatment on the solid-state anaerobic digestion of dairy cow manure. **Heliyon**, v. 5, n. 7, p. e02140, 2019.

<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02140>.

MIELE, M.; SILVA, M. L. B. da; NICOLOSO, R. da S.; CORRÊA, J. C.; HIGARASHI, M. M.; KUNZ, A.; SANDI, A. J. Tratamento dos efluentes de usinas de biogás.

Revista De Política Agrícola, v. 24, n. 1, p. 31-46, 2015.

MØLLER, H. B.; SOMMER, S. G.; AHRING, B. K. Methane productivity of manure, straw and solid fractions of manure. **Biomass and Bioenergy**, v. 26, n. 5, p. 485–495, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2003.08.008>.

MONTEIRO, L. W. D. S. **Avaliação do desempenho de dois sistemas em escala**

real para o manejo dos dejetos suínos: Lagoa armazenamento comparada com biodigestor seguido de lagoa armazenamento. 2005. 146p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Santa Catarina. 2005.

MONTORO, S. B.; LUCAS, J.; 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**, v. 226, p. 1082–1091, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.148>.

MONTEGGIA, L. O.; SOBRINHO, P. A. Lagoas Anaeróbias. Cap. 4. In: CAMPOS, J.R. (coord.). Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo. PROSAB, Rio de Janeiro, p. 29-52. (1999). Disponível em: <<https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/prosabcamposfinal.pdf>>. Acesso em 19 jun. 2020.

MUSCOLO, A., SETTINERI, G., PAPALIA, T., ATTINÀ, E., BASILE, C., PANUCCIO, M. R. Anaerobic co-digestion of recalcitrant agricultural wastes: Characterizing of biochemical parameters of digestate and its impacts on soil ecosystem. **Science of the Total Environment**, v. 586, p. 746-752, 2017.

MUSSOLINE, W. A.; WILKIE, A. C. Anaerobic digestion potential of coproducts associated with ethanol production from sweetpotato: a review. **Industrial Biotechnology**, v. 11, n. 2, p. 113-126, 2015. <https://doi.org/10.1089/ind.2014.0027>

NESHAT, S. A.; MOHAMMADI, M.; NAJAFPOUR, G. D.; LAHIJANI, P. Anaerobic co-digestion of animal manures and lignocellulosic residues as a potent approach for sustainable biogas production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 79, n. July 2016, p. 308–322, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.137>.

NETO, Á. C. G.; MALUF, W. R.; GOMES, L. A. A.; GONÇALVES, R. J. de S.; SILVA, V. de F.; LASMAR, A. Aptidões de genótipos de batata-doce para consumo humano, produção de etanol e alimentação animal. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 46, n. 11, p. 1513–1520, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2011001100013>.

NI, P.; LYU, T.; SUN, H.; DONG, R.; WU, S. Liquid digestate recycled utilization in anaerobic digestion of pig manure: Effect on methane production, system stability and heavy metal mobilization. **Energy**, v. 141, p. 1695–1704, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.11.107>.

NICOLETTO, C.; GALVAO, A.; MAUCIERI, C.; BORIN, M.; SAMBO, P. Distillery anaerobic digestion residues: A new opportunity for sweet potato fertilization. **Scientia Horticulturae** v. 225, p. 38-47, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2017.06.048>.

NICOLOSO, R. DA S.; BARROS, E. C.; WUADEN, C. R.; PIGOSSO, A. O digestato como fertilizante. Cap. 5. In: KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. (ed.). Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato. Concórdia, SC: Sbera e Embrapa Suínos e Aves, p. 94-128, 2019. Disponível em: <<https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/1108617>>. Acesso em 19 jun. 2020.

NOGUEIRA, E. Análise de investimentos In: BATALHA, MO Gestão Agroindustrial. **São Paulo: Atlas**, v. 388, p. 23, 2001.

OLIVEIRA, A. L. M. DE; COSTA, K. DOS R.; FERREIRA, D. C.; MILANI, K. M. L.; SANTOS, O. J. A. P. DOS; SILVA, M. B.; ZULUAGA, M. Y. A. Aplicações da biodiversidade bacteriana do solo para a sustentabilidade da agricultura. **BBR - Biochemistry and Biotechnology Reports**, [S.l.], v. 3, n. 1, p. 56-77, set. 2014. doi:<http://dx.doi.org/10.5433/2316-5200.2014v3n1p56>.

OLIVEIRA, P. A.V. de. (coord.). **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA/CNPISA, p. 188, 1993. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/434003/manual-de-manejo-e-utilizacao-dos-dejetos-de-suinos>>. Acesso em 19 jun. 2020.

OLIVI, M. C.; DIAS, R. S.; NICOLOSO, R. S. Análise técnica-econômica sobre o uso agrônomico do biofertilizante dos dejetos de suínos na microbacia Santa Fé no município de Itapiranga-SC. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AGRONOMIA, 29., 2015, Foz do Iguaçu. **Desafios e oportunidades profissionais: anais**. Curitiba: CONFEA -PR, 2015. 1 CD-ROM.

ORRICO JUNIOR, M. A. P. **Biodigestão anaeróbia e compostagem de dejetos de suínos, com e sem separação de sólidos**. 2007. 93 p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal-SP, 2007.

ORRICO JUNIOR, M. A. P.; ORRICO, A. C. A.; DE LUCAS JUNIOR, J.; SAMPAIO, A. A. M.; FERNANDES, A. R. M.; DE OLIVEIRA, E. A. Biodigestão anaeróbia dos dejetos da bovinocultura de corte: Influência do período, do genótipo e da dieta. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 41, n. 6, p. 1533–1538, 2012. <https://doi.org/10.1590/S1516-35982012000600030>.

PASSOS, F.; ORTEGA, V.; DONOSO-BRAVO, A. Thermochemical pretreatment and anaerobic digestion of dairy cow manure: Experimental and economic evaluation. **Bioresource Technology**, v. 227, p. 239–246, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2016.12.034>.

PEDROSA, C. E. **Silagens de ramas e raízes de batata-doce**. 2012. 54 p. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal). Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri. Diamantina-MG, 2012.

PERVIN, H. M.; DENNIS, P. G.; LIM, H. J.; TYSON, G. W.; BATSTONE, D. J.; BOND, P. L. Drivers of microbial community composition in mesophilic and thermophilic temperature-phased anaerobic digestion pre-treatment reactors. **Water Research**, v. 47, n. 19, p. 7098–7108, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2013.07.053>.

PETERSEN, S. O.; HENRIKSEN, K.; MORTENSEN, G. K.; KROGH, P. H.; BRANDT, K. K.; SØRENSEN, J.; MADSEN, T.; PETERSEN, J.; GRØN, C. Recycling of sewage sludge and household compost to arable land: fate and effects of organic contaminants, and impact on soil fertility. **Soil and Tillage Research**, v. 72, n. 2, p. 139-152, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(03\)00084-9](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(03)00084-9).

PIÑAS, J. A. V.; 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** v. 117, p. 447-458, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.10.085>.

POSTEL, J.; JUNG, U.; FISCHER, EL.; SCHOLWIN, F.; WEIDEL, T.; GATTERMANN, T.; SCHATTAUER, A.; WEILAND, P. Tecnologia de Usinas para a Produção de Biogás. Cap. 3. In: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR), Guia prático do Biogás – Geração e Utilização. 5. ed. 2010, p. 31-73. Disponível em: http://www.limpezapublica.com.br/cartilhas/giz_-_guia_pratico_do_biogas_final.pdf. Acesso em 19 jun. 2020.

PRONTO, J.; GOOCH, C. A. Anaerobic Digestion at New Hope View Farm: Case Study. Manure Management Program, Cornell University. Disponível em: <<https://hdl.handle.net/1813/65748>>. Acesso em 19 jun. 2020.

QIAO, W.; YAN, X.; YE, J.; SUN, Y.; WANG, W.; ZHANG, Z. Evaluation of biogas production from different biomass wastes with/without hydrothermal pretreatment. **Renewable Energy**, v. 36, n. 12, p. 3313–3318, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2011.05.002>.

RAFIQUE, R.; POULSEN, T. G.; NIZAMI, A. S.; ASAM, Z. ul Z.; MURPHY, J. D.; KIELY, G. Effect of thermal, chemical and thermo-chemical pre-treatments to enhance methane production. **Energy**, v. 35, n. 12, p. 4556–4561, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2010.07.011>.

RAHMAN, H.; ISLAM, A. F. M.; MALEQUE, M.; & TABASSUM, R. Morpho-physiological evaluation of sweet potato (*Ipomoea batatas* L.) genotypes in acidic soil. 2015. **Asian Journal of Crop Science**, v. 7, n. 4, p. 267-276, 2015. [10.3923/ajcs.2015.267.276](https://doi.org/10.3923/ajcs.2015.267.276)

R Core Team. R: **A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>. 2017.

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

RICO, C.; RICO, J. L.; TEJERO, I.; MUÑOZ, N.; & GÓMEZ, B. Anaerobic digestion of the liquid fraction of dairy manure in pilot plant for biogas production: Residual methane yield of digestate. **Waste management**, v. 31, n. 9-10, p. 2167-2173, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.04.018>.

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

RIZZOLO, J. A.; WOICIECHOWSKI, A. L.; JÚNIOR, A. I. M.; TORRES, L. A. Z.; & SOCCOL, C. R. The potential of sweet potato biorefinery and development of

alternative uses. **SN Applied Sciences** v. 3, n. 3, p. 1-9, 2021. <https://doi.org/10.1007/s42452-021-04369-y>.

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**, v. 58, p. 1486-1499, 2016.

ROONEY, L. W.; & PFLUGFELDER, R. L. Factors affecting starch digestibility with special emphasis on sorghum and corn. **Journal of Animal Science**, v. 63, n. 5, p. 1607-1623, 1986. <https://doi.org/10.2527/jas1986.6351607x>.

SANAEI-MOGHADAM, A.; ABBASPOUR-FARD, M. H.; AGHEL, H.; AGHKHANI, M. H.; ABEDINI-TORGHABEH, J. Enhancement of biogas production by co-digestion of potato pulp with cow manure in a CSTR system. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 173, n. 7, p. 1858–1869, 2014. <https://doi.org/10.1007/s12010-014-0972-5>.

SANTANA, W. R. de; MARTINS, L. P.; SILVEIRA, M. A. da; SANTOS, W. F. dos; GONÇALVES, R. C.; SOUZA, F. R. da; RESPLANDES, G. R. dos S.; LIMA, M. da M. Identificação agronômica de genótipos de batata-doce em banco de germoplasma para fins industriais de etanol carburante. **Tecnologia & Ciência Agropecuária**, v. 7, n. 1, p. 31-34, 2013. Disponível em: <<http://revistatca.pb.gov.br/edicoes/volume-07-2013/volume-7-numero-1-marco-2013/tca7106.pdf>>. Acesso em 19 jun. 2020.

SANTERRE, C.R.; CASH, J.N.; CHASE, R.W. Influence of cultivar, harvest-date and soil nitrogen on sucrose, specific gravity and storage stability of potatoes grown in Michigan. **American Potato Journal**, v. 63, n. 2, p. 99-110, 1986. <https://doi.org/10.1007/BF02853689>.

SANTI, L. **Influência da adição de enzimas e microrganismos sobre a digestão anaeróbia de dejetos bovinos e suínos**. 2013. 57 p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal-SP, 2013.

SANTOS, A. C. V. dos. Efeitos nutricionais e fitossanitários do biofertilizante líquido em nível de campo. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 13, n. 4, p. 275 – 279. 1991.

SCHWINGEL, A. W. **Co-digestão de excretas de suínos associadas à doses crescentes de glicerina bruta**. 2014. 60 p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Faculdade de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Grande Dourados. Dourados-MS, 2014.

SGANZERLA, E. Biodigestor: uma solução. Porto Alegre: Agropecuária, 1983. 88 p.

SILVA, D. J.; QUEIROZ, A. C. Food analysis: chemical and biological methods. **Viçosa**, v. 235, 2002.

SILVA, F. M. D.; LUCAS JUNIOR, J. D.; BENINCASA, M.; & OLIVEIRA, E. D. Desempenho de um aquecedor de água a biogás. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 3, p. 608-614, 2005. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162005000300005>.

SILVA, J. O. V.; ALMEIDA, M. F.; DA CONCEIÇÃO ALVIM-FERRAZ, M.; DIAS, J. M. Integrated production of biodiesel and bioethanol from sweet potato. **Renewable Energy**, v. 124, p. 114-120, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.07.052>.

SILVEIRA, M. A. da (Coord.); SOUZA, F. R. de; ALVIM, T. da C.; DIAS, L. E.; SANTANA, W. R.; VITAL, M. de K. G. S.; GOUVÊA, G. R. dos S. R.; COSTA, D. M. da. A cultura da batata doce como fonte de matéria-prima para a produção de etanol. **in: Boletim Técnico UFT, Palmas, Universidade Federal do Tocantins**, 44p. 2014. Disponível em: <<http://www.sudam.gov.br/conteudo/destaques/arquivos/Etanol/BOLETIM-TECNICO-UFT.pdf>>. Acesso em 19 jun. 2020.

SIMM, S.; ORRICO, A. C. A.; ORRICO JUNIOR, M. A. P.; SUNADA, N. da S.; SCHWINGEL, A. W.; COSTA, M. S. S. de M. Crude glycerin in anaerobic co-digestion of dairy cattle manure increases methane production. **Scientia Agricola**, v. 74, n. 3, p. 175–179, 2017. <https://doi.org/10.1590/1678-992X-2016-0057>.

SMITH, J. H.; PETERSON, J. R. Recycling of nitrogen through land application of agricultural, food processing, and municipal wastes. **Nitrogen in agricultural soils**, v. 22, p. 791-831, 1982. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr22.c21>.

SOCOLOSKI, A.; GRZEBIELUCKAS, C.; DOS SANTOS, J. S. C.; STIELER, M. C.; DE LIMA, A. D. F. A. Economic analysis of vegetable crop production: a study with family farmers. **Custos e agronegócio on line**, v. 13, p. 389-407, 2017. Disponível em: <<http://www.custoseagronegocioonline.com.br/especialv13/18%20OK%20olericultura%20english.pdf>>. Acesso em 19 jun. 2020.

SOUZA, A. G. D.; VIANA, D. J. S.; SANTOS, A. S. D.; ANDRADE JÚNIOR, V. C. D.; ROSA, D. D. S. Structure and properties of starch and flour of four Brazilian sweet potatoes (*Ipomoea batatas*) cultivars. *Matéria (Rio de Janeiro)* v. 25, 2020. <https://doi.org/10.1590/s1517-707620200003.1128>.

SOUZA, C. F. **Biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos: obtenção de dados e aplicação no desenvolvimento de um modelo dinâmico de simulação da produção de biogás**. 2001. 140 p. Tese (Doutorado em Zootecnia – Produção Animal) – Universidade Estadual Paulista. Jaboticabal-SP, 2001.

STEINMETZ, R. L. R. **Aplicação de polieletrólitos para a separação de metais em efluentes da suinocultura**. 2007. 55 p. Dissertação (Mestrado em Química) – Centro de Ciências Naturais e Exatas, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria-RS. 2007.

SURENDRA, K. C.; OGOSHI, R.; REINHARDT-HANISCH, A.; OECHSNER, H.; ZALESKI, H. M.; HASHIMOTO, A. G.; KHANAL, S. K. Anaerobic digestion of high-yielding tropical energy crops for biomethane production: Effects of crop types, locations and plant parts. **Bioresource Technology**, v. 262, n. April, p. 194–202, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.04.062>.

TABORDA, L. W.; JAHN, S. L.; LOVATO, A.; EVANGELISTA, M. L. S. Evaluation of the technical and economic feasibility of ethanol production in a pilot plant using sweet potatoes. **Custos e Agronegócio**, v. 11, n. 1, p. 245–262, 2015.

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**, n. 78, p. 13-19, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2016.04.014>.

TEJADA, M.; RODRÍGUEZ-MORGADO, B.; GÓMEZ, I.; PARRADO, J. Degradation of chlorpyrifos using different biostimulants/biofertilizers: Effects on soil biochemical properties and microbial community. **Applied Soil Ecology**, n. 84, p. 158-165, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.07.007>.

THUMÉ, M. A.; DIAS, L. E.; SILVEIRA, M. A. da; ASSIS, I. R. de. Níveis críticos foliares de nutrientes de três cultivares de batata-doce, selecionados para a produção de etanol. **Revista Ceres**, v. 60, n. 6, p. 863-875, nov/dez, 2013. Disponível em: <<https://www.redalyc.org/pdf/3052/305229913015.pdf>>. Acesso em 19 jun. 2020.

USEPA. **Livestock Anaerobic Digester Database**. 2020. Disponível em: <<https://www.epa.gov/agstar/livestock-anaerobic-digester-database>>. Acesso em 19 jun. 2020.

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

VIANA, D. J. S. **Produção e qualidade de raízes, ramos e silagem de ramos de clones de batata-doce em diferentes locais e épocas de colheita**. 2009. 69 p. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) - Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri. Diamantina-MG, 2009.

VIANA, D. J. S. **Batata-doce (*Ipomoea batatas*): seleção e caracterização de clones com potencial para a produção de bioetanol**. 2018. 119 p. Tese (Doutorado em Ciência e Tecnologia dos Biocombustíveis) - Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina-MG, 2018.

VIANA, D. J. S., PINTO, S. S. da S.; DIAS, K. P. F.; NELSON, D. L.; PANTOJA, L. de A.; PINTO, N. A. V. D.; JUNIOR, V. C. de A.; SANTOS, A. S. dos. Evaluation of productivity of sweet potato genotypes for first and second generation bioethanol production. **African Journal of Biotechnology**, v. 16, n. 49, p. 2289-2298, 2017. <https://doi.org/10.5897/AJB2017.16083>.

VIANA, D. J. S.; DE ANDRADE JÚNIOR, V. C.; RIBEIRO, K. G.; PINTO, N. A. V. D.; NEIVA, I. P.; FIGUEIREDO, J. A.; LEMOS, V. T.; PEDROSA, C. E.; AZEVEDO, A. M. Potential of silages of sweet-potato foliages for animal feeding | potencial de silagens de ramos de batata-doce para alimentação animal. **Ciencia Rural**, v. 41, n. 8, p. 1466–1471, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782011000800027>.

VIEIRA, A. D.; MIRANDA, V. C.; ALVES, A. F.; TAVARES, A. T.; MOMENTÉ, V. G. Avaliação agrônômica de clones de batata doce com potencial para produção de etanol. **Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias**, v. 8, p. 69–74, 2015. <https://doi.org/10.5935/paet.v8.n1.08>.

VILELA, E. R.; FERREIRA, M. E.. Tecnologia de produção e utilização do amido de mandioca. **Informe Agropecuário**, v. 13, n. 145, p. 69-73, 1987.

VILLA, L. M.; ORRICO, A. C. A.; AKAMINE, L. A.; LUCAS JUNIOR, J.; SUNADA, N. S. Co-digestão anaeróbia dos dejetos de suínos com batata doce ou mandioca em diferentes relações C/N. **Ciência Rural**, v. 50, n. 10, Epub Aug 28, 2020. <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20190734>.

WANG, L. **Different pretreatments to enhance biogas production**. 2011. 50p. Master of Science Thesis (Master Thesis in Applied Environmental Science) - Halmstad University, 2011.

WANG, S.; MA, F.; MA, W.; WANG, P.; ZHAO, G.; LU, X. Influence of temperature on biogas production efficiency and microbial community in a two-phase anaerobic digestion system. **Water (Switzerland)**, v. 11, n. 1, p. 133, 2019. <https://doi.org/10.3390/w11010133>.

WEI, Y. F.; YUAN, H. R.; WACHEMO, A. C.; LI, X. J. Anaerobic co-digestion of cattle manure and liquid fraction of digestate (LFD) pretreated corn stover: Pretreatment process optimization and evolution of microbial community structure. **Bioresource Technology**, v. 296, p. 122282, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122282>.

WEITHÄUSER, M.; SCHOLWIN, F.; FISCHER, E. R.; GROPE, J.; WEIDELE, T.; GATTERMANN, H. Tratamento do Biogás e Opções de Utilização. Cap. 6. In: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR), Guia prático do Biogás – Geração e Utilização. 5. ed. 2010, p. 115-141. Disponível em: http://www.limpezapublica.com.br/cartilhas/giz_-_guia_pratico_do_biogas_final.pdf. Acesso em 19 jun. 2020.

WELLINGER, A.; MURPHY, J. D.; BAXTER, D. (eds.). **The biogas handbook: science, production and applications**. Cambridge, UK. IEA Bioenergy, 464p. 2013.

ZANOTELLI, C. T.; COSTA, R. H. R.; PERDOMO, C. C. Evaluation of sludge from pond system for treatment of piggery wastes. **Water Science and Technology**, v. 51, p. 235-238, 2005.

ZARKADAS, I. S.; SOFIKITI, A. S.; VOUDRIAS, E. A.; PILIDIS, G. A. Thermophilic anaerobic digestion of pasteurised food wastes and dairy cattle manure in batch and large volume laboratory digesters: Focussing on mixing ratios. **Renewable Energy**, v. 80, p. 432–440, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2015.02.015>.

ZHANG, E.; LI, J.; ZHANG, K.; WANG, F.; YANG, H.; ZHI, S.; & LIU, G. Anaerobic digestion performance of sweet potato vine and animal manure under wet, semi-dry, and dry conditions. **Amb Express**, v. 8, n. 1, p. 1-10, 2018. <https://doi.org/10.1186/s13568-018-0572-9>.