

**UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGROVETERINÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

**DIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETO BOVINO PROVENIENTE DE SISTEMA
FREE STALL: EFEITO DE ESTRATÉGIAS DE PARTIDA E PROGRESSÃO DE
CARGA ORGÂNICA NO DESEMPENHO DO REATOR**

RAFAEL FAVRETTO

**LAGES, SC
2020**

RAFAEL FAVRETTO

**DIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETO BOVINO PROVENIENTE DE SISTEMA
FREE STALL: EFEITO DE ESTRATÉGIAS DE PARTIDA E PROGRESSÃO DE
CARGA ORGÂNICA NO DESEMPENHO DO REATOR**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ciências Ambientais.

Orientadora: Dra. Martha M. Higarashi

Coorientador: Dr. Ricardo L. R. Steinmetz

**LAGES, SC
2020**

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, que iluminou meu caminho durante esta jornada, por toda força e coragem para sempre buscar evoluir.

Aos meus pais, Arlindo e Neusa, pela paciência, apoio e amor incondicional. Por sempre estarem ao meu lado, e transmitirem tanta força e energia. Amo vocês!

Ao meu irmão, minha cunhada e minha sobrinha pelos abraços fraternos, e por sempre me estimularem a não desistir.

A minha orientadora, Dra. Martha Higarashi, pela orientação e ensinamentos transmitidos nesta jornada. Pela confiança depositada em mim para o desenvolvimento desta pesquisa, e por colocar a estrutura da Embrapa a disposição.

Ao meu coorientador, Dr. Ricardo Steinmetz, por ser uma fonte inesgotável de conhecimento, por me guiar durante este período, e pelo exemplo de ser humano e profissional, do qual tenho grande admiração.

A Dra. Fabiane Antes, pelo auxílio em todas as rotinas do laboratório, sempre disposta e nos contagiando com sua proatividade.

Aos amigos que fiz ao longo desta jornada, agradeço a todos, em especial: a Deisi, por toda ajuda durante a pesquisa, pela amizade e parceria de trabalho.

Aos guerreiros do LEB, João e Eduarda, por sempre me auxiliarem em tudo o que precisei, e por todos os bons momentos que compartilhamos juntos.

Ao Bruno e o William, pelos inúmeros conselhos, risadas e auxílios, com toda certeza são dois grandes amigos, e exemplos de pesquisadores.

A Embrapa Suínos e Aves, e toda a sua equipe, por me acolher de braços abertos, desde o primeiro dia, realmente me senti em casa, e sentirei saudades.

Ao CAV/UDESC e aos docentes do programa de mestrado que contribuíram para minha formação profissional e pessoal nestes anos de mestrado.

A FAPESC e a EMBRAPA que contribuíram como financiadores desta pesquisa.

A todos, meu simplesmente muito obrigado.

EPÍGRAFE

Iniciativa e proatividade são bons
caminhos para concretizar sonhos.
(Autor desconhecido)

RESUMO

FAVRETTO, R. Digestão anaeróbia de dejetos bovino proveniente de sistema *free stall*: efeito de estratégias de partida e progressão de carga orgânica no desempenho do reator. 2020. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2020.

A bovinocultura de leite ocupa uma posição importante dentro do cenário econômico brasileiro. A implementação de tecnologias proporcionou ao setor a produção em larga escala, e fez com que o modo de produção fosse alterado, passando dos sistemas extensivos para os intensivos. Acompanhando este crescimento, a geração de resíduos, principalmente o dejetos, tornou-se um problema do ponto de vista ambiental, devido à intensificação em algumas áreas de produção. A destinação adequada é necessária para evitar a eutrofização de corpos hídricos, a emissão de gases de efeito estufa e a sobrecarga de nutrientes no solo; que são os principais impactos causados pela falta de controle nos sistemas de produção de animais confinados. A utilização de biodigestores é uma possível solução para mitigar alguns destes impactos, e gerar energia através de um processo biológico anaeróbio. O biodigestor modelo CSTR, é difundido em todo o mundo, mas ainda são necessários estudos para avaliar como é o comportamento da aplicação desta tecnologia a campo, sobretudo, em condições iniciais de partida, como na avaliação de diferentes parâmetros operacionais dos reatores. Com base neste contexto, este estudo objetivou: (i) determinar o potencial bioquímico de metano (PBM) de um *free stall*; (ii) verificar diferentes condições de partida em reatores CSTR; (iii) avaliar a produção de metano em um reator com progressão de carga. O PBM foi realizado conforme a VDI 4630. As estratégias de partidas foram: utilizar apenas dejetos bovino (reator PCS), e utilizar água na partida (reator PCC); as condições de carga orgânica e tempo de retenção hidráulica (TRH) foram iguais para os dois reatores. A progressão de carga foi realizada (reator PCO), onde cada aumento foi de $0,5 \text{ g}_{\text{SV}} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, até alcançar a carga de $6,0 \text{ g}_{\text{SV}} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, após esta, o aumento de cada carga foi maior para verificar a sobrecarga do reator. O PBM das amostras avaliadas foi de $294 \pm 4 \text{ ml}_{\text{NCH}_4} \cdot \text{g}_{\text{SV}_{\text{adico}}}^{-1}$. Nas estratégias de partidas, a produção de biogás foi $0,50 \text{ L}_{\text{N}} \cdot \text{L}_{\text{reator}} \cdot \text{d}^{-1}$, para a PCS, enquanto que o reator PSS teve uma produção aproximada de $0,35 \text{ L}_{\text{N}} \cdot \text{L}_{\text{reator}} \cdot \text{d}^{-1}$, sendo que algumas alterações na relação AI/AP foram registradas para o reator PCS (relação AI/AP igual a 2,53 no oitavo dia de operação, sendo que a estabilidade foi alcançada após trinta dias de operação). A operação do reator PCO, foi realizada até a carga $10,1 \text{ kg}_{\text{SV}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, nesta o TRH estava em 11 dias e a recuperação de metano foi de 50,5%. O aumento da relação AI/AP (0,52), já indicava a sobrecarga do sistema. O maior rendimento, e consequente recuperação de metano foram na fase I (RM: $0,244 \text{ m}^3_{\text{N}} \cdot \text{kg}_{\text{SV}_{\text{adico}}}^{-1}$; REC: 83,2%). Este estudo demonstrou a importância da definição de diferentes condições operacionais na partida de reatores e na operação final, tanto do ponto de vista de produção de metano, como na avaliação dos parâmetros que indicam a eficiência do processo.

Palavras-chave: Bovinocultura leiteira, Metano, Reator CSTR.

ABSTRACT

FAVRETTO, R. **Anaerobic digestion of bovine manure from the free stall of the system: effect of start-up strategies and organic load rate on the reactor performance.** 2020. Dissertation (Master's in Environmental Sciences) - Santa Catarina State University, Lages, 2020.

Dairy cattle farms present an important position on the Brazilian economic scenario. . The high technology implementation, concentrate more animals in small areas, changing to sector from extensive to intensive systems. Associate with this growth, the generation of waste increased, mainly manure, that must be correctly managed to prevent environmental problems. Proper disposal is necessary to avoid eutrophication of water bodies, emission of greenhouse gases and overload of nutrients in the soil. The biodigesters use is a possible solution to mitigate some of these impacts, and concomitant generate energy through an anaerobic biological process. CSTR model biodigester is widespread throughout the world, but more studies are necessary ot transfer this technology in the dairy farms, especially under initial starting conditions, as in the evaluation of different operational parameters of the reactors. This study aimed to (i) determine the biochemical potential of methane (BMP) of a free stall; (ii) verify different starting conditions in CSTR reactors; and (iii) evaluate organic load progressing on methane production at reactor performance. The BMP was performed according to VDI 4630. The start- up strategies were: use only cattle manure (reactor PCS), and use water at the start (reactor PSS); the conditions of organic load rate and hydraulic retention time (HRT) were the same for both reactors. The organic loading rate progression was carried out in the PCO reactor, where each increase was $0.5 \text{ g VS.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$, until reaching the load of $6.0 \text{ g VS.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$, after this , the increase was greater to verify the reactor collapse condition. The result of samples BMP was $294 \text{ ml NCH}_4.\text{g VS}_{\text{add}}^{-1}$. In the start-up strategies, biogas production was $0.50 \text{ L}_N.\text{L}_{\text{reactor}}.\text{d}^{-1}$, for PCS, while the PSS reactor had an approximate production of $0.35 \text{ L}_N.\text{L}_{\text{reactor}}.\text{d}^{-1}$ R2 reactor presented some AI / AP ratio alterations, (2.53 on the eighth day of operation, and stability was achieved after thirty days of operation). The operation of the PCO reactor was carried out until the load $10.1 \text{ kgVS.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, in which the HRT was in 11 days and the recovery of methane was 50.5%. The increase in the AI / AP ratio (0.52) already indicated the system overload. The highest yield, and consequent methane recovery, was in phase I: $0.244 \text{ m}^3_N.\text{kgVS}_{\text{add}}^{-1}$ and 83.2%, respectively. This study demonstrated the importance of defining different operational conditions at the start of reactors and in the final operation, both from the point of view of methane production, and in the evaluation of the parameters that indicate the efficiency of the process.

Keywords: Dairy cattle, Methane, Reactor CSTR.

SUMÁRIO

.....	iii
LISTA DE FIGURAS	ii
LISTA DE TABELAS	iii
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	iv
CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO GERAL	1
1.1 OBJETIVOS.....	3
1.1.1 Objetivo geral.....	3
1.1.2 Objetivos específicos.....	3
CAPÍTULO 2: REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
2.1 CADEIA PRODUTIVA DO LEITE.....	4
2.2 FORMAS DE PRODUÇÃO.....	6
2.2.1 Sistema pastoreio (<i>voisin</i>).....	6
2.2.2 Sistema <i>free stall</i>	7
2.2.3 Sistema compost barn.....	7
2.3 GERAÇÃO DE RESÍDUOS.....	8
2.4 IMPACTO AMBIENTAL.....	9
2.5 DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	11
2.5.1 Limitações da digestão anaeróbia.....	13
2.5.1.1 Temperatura.....	13
2.5.1.2 pH, relação AI/AP e ácidos voláteis.....	14
2.5.1.3 Amônia livre.....	15
2.5.1.4 Tempo de Retenção Hidráulica e Carga Orgânica Volumétrica.....	16
2.5.2 Potencial bioquímico de biogás.....	17
2.5.3 Reatores tipo CSTR.....	18
REFERÊNCIAS	20
CAPÍTULO 3: ARTIGO - DIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETO BOVINO: EFEITO DE ESTRATÉGIAS DE PARTIDA E PROGRESSÃO DE CARGA ORGÂNICA NO DESEMPENHO DO REATOR	26
RESUMO	26
1 INTRODUÇÃO	27
2 MATERIAL E MÉTODOS	29
2.1 COLETA E CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO.....	29
2.2 <i>DESIGN</i> EXPERIMENTAL.....	29
2.2.1 Ensaios de potencial bioquímico de metano (PBM).....	29

2.2.2 Start-up	30
2.2.3 Progressão de carga	31
2.3 METODOLOGIA ANALÍTICA	31
2.4 ANÁLISES DE BIOGÁS	32
2.5 EFICIÊNCIA DOS REATORES CSTR	32
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
3.1 CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO	33
3.2 START-UP DE REATORES	34
3.3 PROGRESSÃO DE CARGA	38
4 CONCLUSÃO	43
5 REFERÊNCIAS	44

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Distribuição do rebanho bovino no estado de Santa Catarina para o ano de 2017.....	5
Figura 2 - Rotas metabólicas e grupos de microbianos envolvidos da digestão anaeróbia.....	11
Figura 3 - Crescimento dos microrganismos em função da temperatura.....	13
Figura 4 - Equilíbrio químico entre dióxido de carbono - bicarbonato – carbonato.....	14
Figura 5 - Curvas típicas de produção cumulativa de biogás/metano.....	17

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO

Figura 1 - Desenho experimental.....	29
Figura 2 - Média do potencial bioquímico de metano de cada amostra de dejetos bovino utilizado no estudo.....	34
Figura 3 - Monitoramento do pH, relação AI/AP, produtividade de biogás, concentração de metano, concentração de ST e remoção de SV durante os experimentos.....	37
Figura 4 - Variação da relação AI/AP, pH e amônia em função da COV.....	41

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** - Número de bovinos no território brasileiro e no estado de Santa Catarina.....4
- Tabela 2** - Caracterização do dejetos bovino oriundo de *free stall* (kg/dia por animal).....8

LISTA DE TABELAS

ARTIGO

- Tabela 1** - Parâmetros operacionais dos reatores em teste de partida.....30
- Tabela 2** - Parâmetros operacionais do reator em progressão de carga.....30
- Tabela 3** - Caracterização do dejetos para alimentação dos reatores e do inóculo para partida do reator.....33
- Tabela 4** - Quantificação de fibra bruta (%) em cada reator.....38
- Tabela 5** - Eficiência do reator CSTR na redução de sólidos voláteis e recuperação de metano em diferentes condições operacionais.....40
- Tabela 6** - Quantificação de fibra bruta (%) por COV.....42

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACC	Ácidos Orgânicos de Cadeia Curta
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
AI	Alcalinidade Intermediária
AL	Amônia livre
AP	Alcalinidade Parcial
CaCO₃	Carbonato de Cálcio
CH₄	Metano
CO₂	Dióxido de Carbono
C/N	Carbono/Nitrogênio
COV	Carga Orgânica Volumétrica
CSTR	Do inglês “ <i>Continuous Stirred Tank Reactor</i> ”
F/M	Do inglês “ <i>Food/Microorganism</i> ”
GEE	Gases de Efeito Estufa
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
N₂O	Oxido Nitroso
PBB	Potencial Bioquímico de Biogás
PBM	Potencial Bioquímico de Metano
SF	Sólidos Fixos
SPACs	Sistema de Produção de Animais Confinados
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
TRH	Tempo de Retenção Hidráulica
TRS	Tempo de Retenção de Sólidos

CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO GERAL

O agronegócio brasileiro vem crescendo de forma exponencial e este destaque se deve, prioritariamente, ao atendimento da demanda do mercado nacional, bem como pela conquista da exportação para mercados internacionais. Todos estes esforços na busca pelo mercado internacional reforçam que a demanda interna é limitada, e que o dinamismo do setor se tornou responsabilidade do mercado de exportação (VILELA et al., 2016).

Este crescimento pode ser notado em especial no setor da bovinocultura, sendo registrado de forma geral um aumento no rebanho de aproximadamente 7,63 % entre os anos de 2007 e 2017. Acompanhando este aumento, a produção de leite neste mesmo período teve um crescimento de 24,75 %. Todo este incremento na produção, fez com que o valor da produção de leite em 2017, atingisse os R\$ 32,3 bilhões, contribuindo de forma positiva ao cenário econômico atual (IBGE, 2018).

O grande número de fazendas leiteiras acarreta decisivamente na geração contínua de grandes quantidades de resíduos (dejeito), sendo estes caracterizados como um passivo ambiental que requer tratamento adequado (ZHAO e YOU, 2019). O impacto ambiental advindo da produção de alimentos de origem animal é visto como um ponto crítico nos acordos políticos entre governos, bem como na boa imagem do setor perante a imprensa, as mídias sociais e o mercado consumidor (CAPPER; CADY, 2019).

Dentre os impactos ambientais causados pela bovinocultura de leite, podem ser associados: acidificação do solo, eutrofização de corpos hídricos pela carga orgânica e nutrientes e aquecimento global causado pela emissão de gases de efeito estufa (GEE) (BARTL et al., 2011). Além destes, outros impactos também têm sido estudados recentemente, como por exemplo, a persistência de antibióticos (BERENDSEN et al., 2018), vírus (AUFFRET et al., 2019) e antimicrobianos (HURST et al., 2018).

Dentre os principais impactos ambientais causados pelos nutrientes presentes nos resíduos animais, pode-se citar a volatilização de amônia que acontece tanto nas instalações dos animais e nas instalações de armazenamento e tratamento de resíduos, como nas lavouras onde acontece a aplicação dos resíduos, sendo que os sistemas de produção de animais confinados (SPACs) têm importante papel nesta fonte de emissão de amônia (VADDELLA et al., 2013).

Uma tentativa de mitigação aplicável aos impactos causados pela atividade em questão é a digestão anaeróbia, que promove a conversão da matéria orgânica presente no dejeito em energia renovável: o biogás (SCHNEIDER et al., 2019).

Na geração de biogás, ocorre a degradação da fração carbonácea presente no resíduo, no entanto, nutrientes como nitrogênio, fósforo e potássio permanecem no efluente, sendo estes encontrados de forma mais acessível às culturas agrícolas (BOLZONELLA et al., 2018), ou ficam depositados no lodo do biodigestor (BRÜSS; ROSENBERGER, 2018).

O princípio da utilização da digestão anaeróbia foi desenvolvido fundamentalmente como uma técnica para o efetivo descarte de resíduos. Porém, devido ao crescente número de plantas instaladas, a produção de biogás passa a ocupar um papel de destaque na produção de energia sustentável, obtendo-se a lucratividade com a comercialização do biogás (ZHENG et al., 2015).

Na concepção de projetos de digestão anaeróbia devem ser levados em consideração aspectos de operação de reatores, estes envolvem a partida e operação das plantas, uma vez que, processos biológicos dependem de aclimatação de biomassa (PANDEY et al., 2010). Quando o período de inicialização é incompleto, a produtividade e o rendimento, em termos de geração de biogás, ficam prejudicados (YANG et al., 2019).

Além dos conceitos de inicialização de reatores, estudos de cargas orgânicas aplicadas, precisam ser mais empregados para a otimização das condições operacionais e para a obtenção de maiores rendimentos de biogás, sem onerar os custos (ABU-DAHRIEH et al., 2011). Reatores que operam com sobrecarga orgânica podem levar ao acúmulo de compostos de degradação intermediários, que promovem a formação de espuma, a qual normalmente causa sérios problemas operacionais, como entupimento das saídas de gás e colapso das bombas (KOUGIAS et al., 2013).

Esta dissertação está dividida em três capítulos: no primeiro é apresentado uma introdução geral do assunto, o objetivo geral e específicos, posteriormente, é apresentada uma revisão bibliográfica dos temas abordados, sendo caracterizada como capítulo dois. No terceiro capítulo está descrita a partida e operação de reatores CSTR utilizando dejetos da bovinocultura de leite.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

O objetivo principal deste trabalho foi avaliar diferentes estratégias de partida em reatores modelo CSTR em escala laboratorial, e verificar a influência da progressão da carga orgânica volumétrica na estabilidade da produção de metano.

1.1.2 Objetivos específicos

- Determinar o potencial bioquímico de metano do dejetos bovino proveniente do sistema *free stall*;
- Verificar a melhor condição de partida de reatores tipo CSTR utilizando o dejetos da bovinocultura de leite como substrato;
- Avaliar a produção de metano a partir da progressão de carga orgânica volumétrica em reator CSTR operando com dejetos da bovinocultura de leite;
- Avaliar os parâmetros de estabilidade dos reatores como: pH, relação AI/AP, nitrogênio amoniacal.

CAPÍTULO 2: REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 CADEIA PRODUTIVA DO LEITE

O setor de lácteos está crescendo de forma acelerada, em 2018, os registros apontaram um crescimento mundial de 1,6 % na produção de leite, os valores se aproximaram de 838 milhões de toneladas, e a expectativa até o ano de 2025 é de um aumento próximo de 177 milhões de toneladas (FAO, 2019).

No Brasil, o cenário produtivo do setor de lácteos é semelhante ao cenário internacional, no entanto, há alguns anos o setor vem sofrendo uma reestruturação. Este processo foi desencadeado por vários fatores, sendo eles: a implementação de novas tecnologias e a cobrança por parte da indústria em se produzir com mais eficiência e qualidade.

Os dados coletados nos últimos anos (IBGE, 2018), mostram que o crescimento do rebanho bovino ocorre em todo território brasileiro, embora algumas regiões não apresentem um aumento expressivo, em outras o crescimento é considerado o maior das últimas décadas, para tanto são dispostos os números do rebanho na Tabela 1.

Tabela 1 – Número de bovinos no território brasileiro e no estado de Santa Catarina.

Rebanho de bovinos				
Período	Bovinos total (BR)	Vacas leiteiras (BR)	Bovinos total (SC)	Vacas leiteiras (SC)
1997	161.416.157	17.048.232	3.087.053	518.604
2007	199.752.014	21.122.318	3.488.992	803.684
2017	215.003.157	16.851.782	4.302.861	831.806

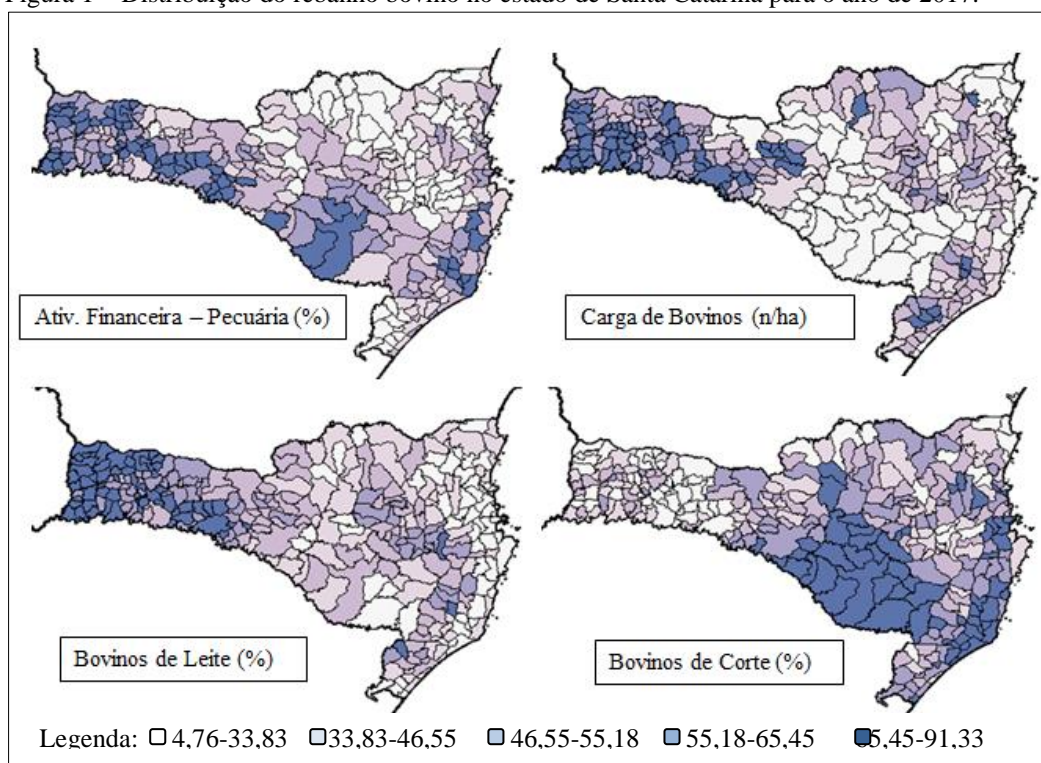
Fonte: IBGE (2018).

Todas estas mudanças podem ser percebidas no campo, onde se encontram um número menor de propriedades, e estas passaram a produzir um maior volume de leite. Outra mudança bem considerável foi vista na forma de produção, que passa por um processo de migração, onde os animais que antes permaneciam em sistemas extensivos, começam a ser manejados em sistemas intensivos (VILELA et al., 2016).

Parte deste cenário pode ser identificado com informações do Instituto Brasileiro de geografia e Estatística (IBGE), onde é apresentada a serie histórica dos dados, e a partir dos

últimos anos se tornou visível duas situações: i) Redução no número de pequenos produtores de leite; ii) Concentração e intensificação da produção (IBGE, 2018). Mais informações sobre a distribuição do rebanho no ano de 2017, para o estado de Santa Catarina, podem ser vistas na Figura 1.

Figura 1 – Distribuição do rebanho bovino no estado de Santa Catarina para o ano de 2017.



Fonte: IBGE (2018).

Ou seja, a grande massa de pequenos produtores desistiram da atividade e um número mais reduzido de produtores foi responsável pela maior parte da produção, sendo que, as evidências recentes apontam que esta tendência ainda persiste atualmente. De 2002 a 2014, a produção cresceu 62,5% (4,1% a.a.), enquanto que o número de vacas ordenhadas aumentou 22,7%. Esta diferença indica ganho de eficiência no sistema produtivo, ou seja, as vacas ordenhadas passaram a produzir mais leite (VILELA et al., 2016).

Este pacote de mudanças faz parte do que está descrito no guia de boas práticas da pecuária leiteira (FAO, 2013), que objetiva fornecer o mínimo de orientação aos produtores para que a produção de leite seja de qualidade e feita de forma segura, com a utilização de animais saudáveis e observando sempre que os procedimentos ocorram de forma sustentável, em consonância com perspectivas de bem estar animal, econômicas, sociais e ambientais.

2.2 FORMAS DE PRODUÇÃO

A pecuária leiteira possui uma estrutura produtiva com grande heterogeneidade e ampla diversidade nos sistemas de produção, os quais possuem diferentes níveis tecnológicos, adaptados às especificidades regionais, coexistindo produtores de subsistência e produtores especializados (ASSIS et al., 2008).

A vasta variabilidade nas formas de produção foram desenvolvidas para garantir que exista um ambiente ideal do ponto de vista do bem-estar animal (conforto, nutrição adequada, saúde da vaca e processo de ordenha eficiente) e também que estas estejam alinhadas com a produtividade e lucratividade da fazenda (EPA, 2001; BURGSTALLER et al., 2016; KATHAMBI et al., 2019).

Dentro do cenário brasileiro, a produção de leite ocorre de formas distintas: sendo a extensiva no sistema de pastejo e as intensivas no *compost barn* e no *free stall*. Estes, por sua vez, possuem adaptações e variações conforme a quantidade de animais e as necessidades do produtor.

2.2.1 Sistema pastoreio (*voisin*)

A criação de animais no sistema de pastejo, e ou pastoreio *voisin*, é muito utilizado por ser um sistema simples, de baixo custo no investimento e é mais apropriado aos produtores que possuem um número pequeno de animais. Neste sistema, os animais permanecem o dia todo no pasto e são encaminhados ao curral apenas nas horas da ordenha, momento em que, geralmente, recebem a suplementação alimentar, como ração concentrada ou volumosos, tais como: capim picado, silagem de capim ou milho ou cana (BOTEGA et al., 2008). Boa parte do dejetos gerado acaba sendo excretado nas pastagens de forma distribuída, e fica depositado no próprio solo (GOURLEY et al., 2012).

As pastagens podem ser de dois tipos: a pastagem natural, que está relacionada ao pasto nativo, não cultivado; e a pastagem artificial, que é aquela formada por pastos cultivados, na qual existe o preparo do solo e cuidados especiais no cultivo do pasto. O sistema de manejo do pasto geralmente é realizado por meio de um rodízio em diferentes pastagens, sendo chamado também de sistema de piquetes (DALCHIAVON, et al. 2017).

A criação dos animais neste sistema apresenta algumas vantagens e desvantagens; devido ao maior espaço livre, as vacas se movimentam mais, e conseqüentemente têm uma capacidade locomotora maior, aumentando a saúde das pernas e patas. Em contrapartida, o

stress térmico e o gasto energético do animal, se tornam desvantagens do ponto de vista produtivo (SHEPLEY et al., 2020). A produção por animal neste tipo de criação é variável, entre 1200 e 2000 litros de leite por vaca/ano (ASSIS et al., 2008).

2.2.2 Sistema *free stall*

Os *free stalls* compreendem os sistemas de criação onde as vacas permanecem confinadas, este tipo de alojamento fornece áreas de descanso individuais para as vacas, designadas cubículos ou baias, que são delimitadas por estruturas de aço galvanizado com o piso recoberto com um substrato absorvente (camas) sendo que os materiais usualmente empregados nas camas são: areia, serragem e ou colchões. Este sistema ainda auxilia o animal a se orientar em relação à excreção das fezes, devido ao pouco espaço existente (COOK, 2009).

Normalmente este sistema é utilizado em fazendas com maior número de animais, e a quantidade de dejetos gerados é mais significativa, sendo necessária a limpeza dos galpões diversas vezes ao dia (GOURLEY et al., 2012).

O arranjo de confinamento limita a alimentação dos animais aos alimentos volumosos, utilizando principalmente: silagens de milho (*Zea Mays*) e sorgo (*Sorghum Bicolor*), silagens pré-secadas de azevém (*Lolium spp*); aveia (*Avena spp*) e feno. Além disso, também se utiliza alta quantidade de grãos e farelos (BITTENCOURT, 2000). A produção em sistema confinado pode ser maior que 4500 litros de leite por animal/ano (ASSIS et al., 2008).

2.2.3 Sistema *compost barn*

A principal diferença entre os sistemas confinados, *free stall* e *compost barn*, está na área de descanso; o *compost barn* é constituído por uma grande área de cama (com serragem) para descanso livre dos animais, tendo a pista de alimentação e bebedouros dispostos nas proximidades, mas de forma separada, e murada, a fim de se controlar a umidade da cama. Este sistema permite um comportamento mais natural e interação social em comparação com as instalações tipo *freestall*, promovendo uma maior longevidade dos animais (DALCHIAVON, et al. 2017).

A cama do *compost barn* deve ser revolvida diariamente, este procedimento permite que os dejetos sejam incorporados à serragem, juntamente com o oxigênio, iniciando assim o

processo de compostagem (promoção da atividade microbiológica pela via aeróbia)(ECKELKAMP et al., 2016). A remoção completa da cama compostada deve ser realizada periodicamente, quando a mesma atingir a altura de 0,6 metros (OFNERSCHRÖCK et al., 2015). Em relação às vantagens deste sistema, pode-se citar: a melhoria da saúde das pernas e patas, bem como menos lesões nos jarretes; diminuição da contagem bacteriana no material da cama, e a conseqüente baixa na incidência de mastite (BURGSTALLER et al., 2016). Como desvantagens pode-se elencar a disponibilidade e o custo do material de reposição da cama (BARBERG; ENDRES; JANNI, 2007).

2.3 GERAÇÃO DE RESÍDUOS

O aumento na produção e na criação intensiva de animais resultou em maior conscientização e preocupação com o armazenamento, tratamento e utilização adequados do dejetos gerado (RICO et al., 2011). O dejetos bovino é caracterizado como um substrato rico em micronutrientes, têm boa capacidade de tamponamento e possui alta atividade microbiana. (ISLAM et al., 2014; ZHENG et al., 2015).

A geração de dejetos para uma vaca leiteira de 635 kg, pode chegar à 23 toneladas por ano (VAN HORN et al., 1994). A composição do dejetos bovino é variável conforme a dieta das vacas e as condições em que os animais (vacas leiteiras, vacas reprodutoras e bezerros) são mantidos na propriedade (VILELA et al., 2016).

Além de fezes e urina, os resíduos da produção de leite agregam outros materiais, como restos de alimentos (silagem de milho e feno) e sobras de cama (palha, areia e serragem). Uma boa parte destes sólidos são recalcitrantes ou dificilmente biodegradáveis, devido ao alto teor de fibra (RICO et al., 2011), sendo que 37% de substâncias orgânicas são degradáveis (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011). Embora o dejetos de vaca leiteira contenha um alto teor de lignocelulose, ele pode não ser considerado verdadeiramente lignocelulósico, porque uma fração significativa do material lignificado foi digerida no rúmen bovino (MCVOITTE AND CLARK, 2019).

A composição de nutrientes presentes no dejetos bovino apresenta grande variabilidade, mas geralmente possuem elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo, conforme descrito na Tabela 2 (ASAE, 2003), que quando aplicadas nas lavouras melhoram a fertilidade do solo, e aumentam a eficiência no uso de recursos dos sistemas agrícolas (FAN et al., 2017). A variabilidade na quantidade de nutrientes é decorrente da alimentação dos animais, sendo que cerca de 15 a 35% do nitrogênio ingerido é convertido em leite, o restante é excretado nas

fezes e na urina (HAYNES e WILLIAMS, 1993). A grande proporção de carbono presente nos materiais vegetais ingeridos pelos animais e a quantia moderada de proteína proveniente da ingestão de ração e outros alimentos concentrados, compõem as proporções relativas de carbono e nitrogênio presentes no dejetos, expressa em termos da razão carbono/nitrogênio (C/N), sendo esta igual à 24 para o dejetos bovino (ABBASI et al., 2012).

Tabela 2 – Caracterização do dejetos bovino oriundo de *free stall* (kg/dia por animal).

Parâmetros	Valor
Sólidos totais (ST)	8,90
Sólidos voláteis (SV)	7,50
DQO	8,10
DBO	1,30
Nitrogênio	0,45
Fósforo	0,078

Fonte: ASAE (2003).

Além disso, deve se considerar que as características do dejetos mudaram ao longo dos anos, devido as diferentes práticas empregadas, como as variações da composição alimentar e os avanços tecnológicos no manejo e processamento do dejetos. Esta mudança é perceptível quando se compara as características do dejetos gerado em diferentes fazendas, ou até dentro da mesma fazenda (AGUIRRE-VILLEGAS et al., 2019). A forma de gerenciamento dos dejetos e resíduos gerados dentro da propriedade depende também do estado físico que os resíduos (sólidos, polpas ou líquidos) possuem (EPA, 2001).

2.4 IMPACTO AMBIENTAL

As fazendas leiteiras produzem grandes quantidades de dejetos que, na maioria das vezes, são armazenadas de maneira estática em tanques, sem controles prévios (PELLETIER e TYEDMERS, 2010). Após um determinado período de retenção, o dejetos é lançado nos campos agrícolas como fertilizante orgânico. A sobrecarga do solo, ou possíveis acidentes de vazamento podem resultar na contaminação dos corpos hídricos e do solo com matéria orgânica, nutrientes e patógenos zoonóticos, incluindo vírus (AUFFRET et al., 2019; KAST et al., 2019).

Quantias elevadas de matéria orgânica no solo aumentam as concentrações de carbono orgânico dissolvido que, por sua vez, possui um papel importante em muitos processos biogeoquímicos (HAGEDORN et al., 2015). As propriedades moleculares do carbono orgânico dissolvido são úteis para inferir a reatividade e a mobilidade dos materiais orgânicos do solo, bem como sua reatividade com outros produtos químicos no solo, como por exemplo, o cobre (ARAÚJO et al., 2019).

Além da problemática envolvendo a disposição de grandes quantidades de matéria carbonácea no solo, esta tem relação direta com os corpos hídricos. A aplicação em excesso de dejetos bovinos nos campos agrícolas aumenta a quantidade de poluentes em águas superficiais e subterrâneas (TAO et al., 2016). O escoamento da fração líquida do dejetos, devido ao declive do relevo, contribui de forma mais acentuada na carga de poluentes em corpos hídricos (RICO et al., 2011).

Em relação aos nutrientes, em especial ao nitrogênio, existem preocupações ambientais associadas à aplicação do dejetos em campos de cultivo, sendo a lixiviação de N, volatilização de amônia (NH_3) e emissão de óxido nitroso (N_2O) (FAN et al., 2017; POWELL et al., 2013). As emissões de N_2O estão associadas a transformações de N via nitrificação e desnitrificação em condições limitadas de oxigênio (PETERSEN, 2018).

Preocupações ambientais também estão voltadas ao uso de antibióticos (FLORES-OROZCO et al., 2020; LI et al., 2020), redução de patógenos (LIU et al., 2016; QIAN et al., 2016) e vírus (OLIVEIRA et al., 2012; ROBERTS et al., 2016). Estudos recentes também têm sido voltados ao uso de antibióticos, redução de patógenos e vírus, a fim de se desenvolver protocolos de segurança para o gerenciamento de resíduos pela quantificação dos riscos desses materiais à saúde humana e animal, bem como ao meio ambiente e às culturas agrícolas (LONGHURST et al., 2019).

Além dos impactos causados na água e no solo, a produção de leite é uma fonte de emissão de gases de efeito estufa (GEE), principalmente metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) e, portanto, contribui para o aquecimento global (VELTMAN et al., 2018).

Conforme apresentado por Weiske e colaboradores (2006), a mitigação dos impactos vindos das fazendas leiteiras é possível de ser realizada utilizando as seguintes técnicas: (1) aumento da eficiência das vacas leiteiras na conversão alimentar; (2) remoção constante do dejetos e utilização de sistemas de raspagem; (3) utilização de técnicas de melhoria na gestão do dejetos; e (4) produção de biogás por digestão anaeróbia.

As diversas estratégias de tratamento dos dejetos, como a utilização para fins energéticos, podem auxiliar na devolução de matéria carbonácea ao solo e concentrar os

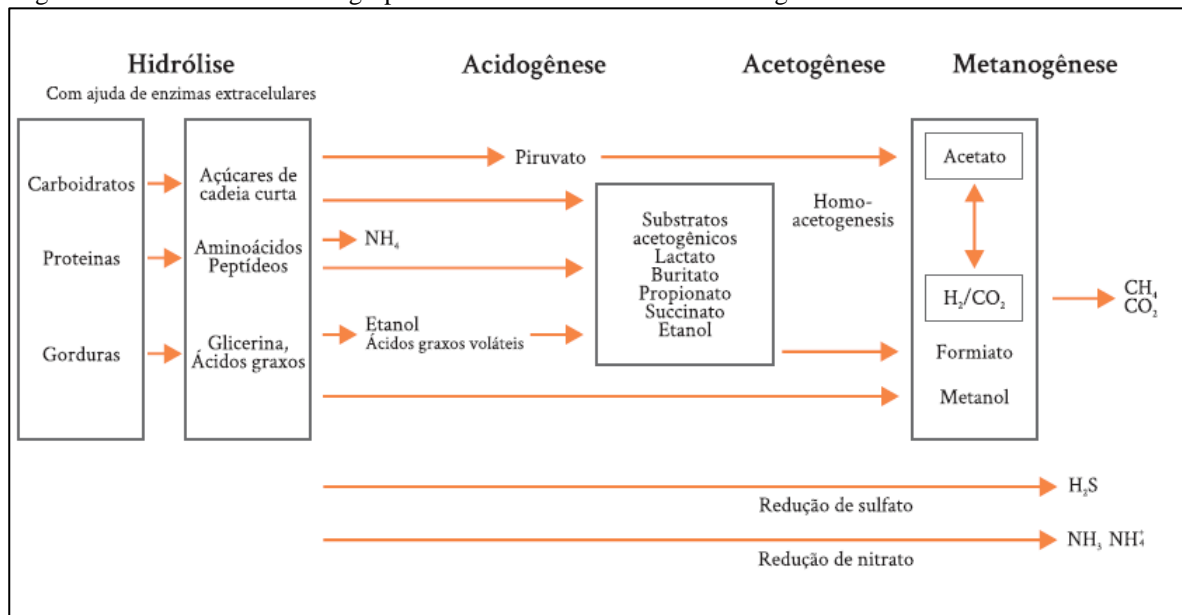
nutrientes para usos mais efetivos. Estes benefícios ampliam o conceito de circularidade de nutrientes na pecuária, e apontam uma nova percepção para o dejetos, passando de um problema a um recurso (SEFEEDPARI et al., 2019).

2.5 DIGESTÃO ANAERÓBIA

A digestão anaeróbia é considerada como uma alternativa sustentável ao gerenciamento do dejetos bovino, amenizando as preocupações ambientais, como as emissões de gases de efeito estufa (GEE), e convertendo resíduos orgânicos em dois produtos valiosos, o biogás e o digestato (AGUIRRE-VILLEGAS et al., 2019; RICO et al., 2011; WEILAND, 2010; ZHENG et al., 2015). O biogás é um combustível renovável, que pode ser utilizado para produzir eletricidade, calor ou como combustível. Já o digestato pode ser usado como fertilizante na agricultura, uma vez que houve o aumento da mineralização do N (nitrogênio), e encontra-se mais biodisponível às culturas agrícolas (SEFEEDPARI et al., 2019).

Na digestão anaeróbia, a degradação da matéria orgânica ocorre na ausência de oxigênio, envolvendo diversos processos metabólicos complexos e na presença de um consórcio bacteriano, resultando na formação de metano e dióxido de carbono, também chamado de biogás (CANTRELL et al., 2008; ZHENG et al., 2015). Além destes, pode haver a formação de H_2S e outros gases em concentrações traço, devido a composição do substrato (WELLINGER et al., 2008). Este processo é dividido em quatro etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (Figura 1).

Figura 1 – Rotas metabólicas e grupos de microbianos envolvidos da digestão anaeróbia.



Fonte: Kunz et al (2019).

A hidrólise é considerada a primeira etapa da digestão anaeróbia; as moléculas mais complexas e com alta massa molecular, como os carboidratos, lipídios e proteínas são degradados em substâncias orgânicas solúveis (aminoácidos e ácidos graxos), pela ação de enzimas extracelulares excretadas pelas bactérias hidrolíticas (TABATABAEI e GHANAVATI, 2018). Os principais gêneros de bactérias responsáveis por essa conversão são: *Bacteroides*, *Lactobacillus*, *Sphingomonas*, *Propionibacterium*, *Sporobacterium*, *Megasphaera*, *Bifidobacterium* (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011).

O tempo de degradação é variável para cada molécula, os carboidratos se degradam rapidamente, em horas, enquanto que as proteínas e gorduras podem levar dias. Substratos com grande quantidade de lignocelulose têm uma degradação mais lenta ou incompleta, devido a complexidade da estrutura molecular (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011). A hidrólise apresenta uma importância considerável na velocidade de degradação, visto que, quando a fração biodegradável presente no substrato é complexa e de difícil degradação, a hidrólise pode ser considerada etapa limitante da reação (KUNZ et al., 2019). Valores de sólidos totais (ST) crescentes ao longo do tempo no lodo do reator podem ser um indicativo de que existe um problema na etapa de hidrólise/acidogênese, levando ao comprometimento da eficiência do processo e à digestão incompleta (GUEBITZ et al., 2015).

Os produtos formados na fase hidrolítica são metabolizados no interior das células, através do metabolismo fermentativo das bactérias acidogênicas. Nesta etapa ocorre a formação dos ácidos graxos de cadeia curta (por exemplo: acético, butírico, propiônico, valérico), dióxido de carbono e hidrogênio, adicionalmente, formam-se também pequenas quantidades de ácido lático e álcoois (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011).

Na etapa seguinte, conhecida como acetogênese, os ácidos graxos voláteis (AGV) são convertidos a ácido acético, CO_2 e H_2 . Nesta fase, a estabilidade do processo se torna responsabilidade das bactérias consumidoras de hidrogênio. Para a geração de acetato, existe uma grande produção de H_2 , que, se não for consumido, pode ter influência negativa pela diminuição do pH do meio aquoso (CHERNICHARO, 2007). A fim de se evitar este decréscimo do pH e acúmulo de ácidos graxos voláteis, torna-se necessário que ocorra uma associação entre arqueas metanogênicas para o consumo do hidrogênio e o dióxido de carbono, mantendo condições favoráveis para as acetogênicas (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011).

A etapa final do processo é a metanogênese, nesta, ocorre a formação do metano (CH_4), por duas rotas principais: através do ácido acético (acetoclástica) ou do hidrogênio

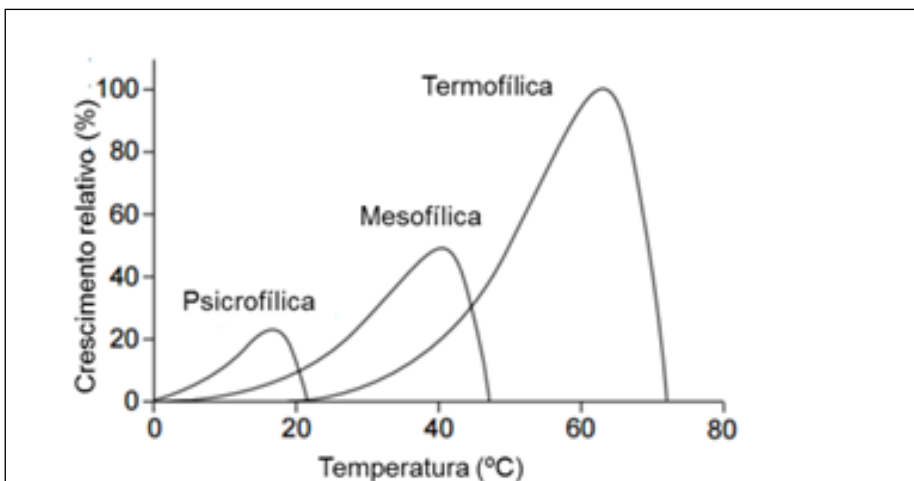
(doador de elétrons) e dióxido de carbono (aceptor de elétrons) (hidrogenotrófica). A contribuição na produção de metano de cada um dos dois grupos de arqueas é regida pelas condições em que o processo está submetido (TRH, carga orgânica, característica do substrato, entre outras)(ABBASI et al., 2012). A metanogênese é normalmente a etapa mais lenta, pois as arqueas metanogênicas possuem uma taxa de crescimento baixa, em relação aos demais microrganismos envolvidos, e são sensíveis à inibição por ácidos orgânicos voláteis, amônia e variações nas condições operacionais, como o pH e temperatura (ZHAO et al., 2013).

2.5.1 Limitações da digestão anaeróbia

2.5.1.1 Temperatura

A temperatura é considerada como um parâmetro relevante na digestão anaeróbia, devido à influencia que este desempenha sobre a atividade metabólica dos microrganismos envolvidos. Os microrganismos presentes neste processo biológico podem ser classificados conforme a faixa ótima de temperatura em psicofílicos (abaixo de 25°C), mesofílicos (entre 25°C e 45°C) e termofílicos (entre 45°C e 60°C) (WELLINGER, 2008; ISSAH et al., 2020). O crescimento de cada grupo é apresentado na Figura 2.

Figura 2 – Crescimento dos microrganismos em função da temperatura.



Fonte: Adaptado de Lettinga, Rebac e Zeeman (2001).

O controle constante de temperatura na digestão anaeróbia é essencial para evitar o desbalanceamento das comunidades microbianas e na posterior flutuação da produção de biogás. Embora o maior pico de crescimento seja em condições termofílicas, preservar o

processo em condições mesofílicas é fundamental para manter a estabilidade, além de que os custos com aquecimento devem ser avaliados (MAO et al., 2015; CHEN; HAYAT; ALSAEDI, 2017).

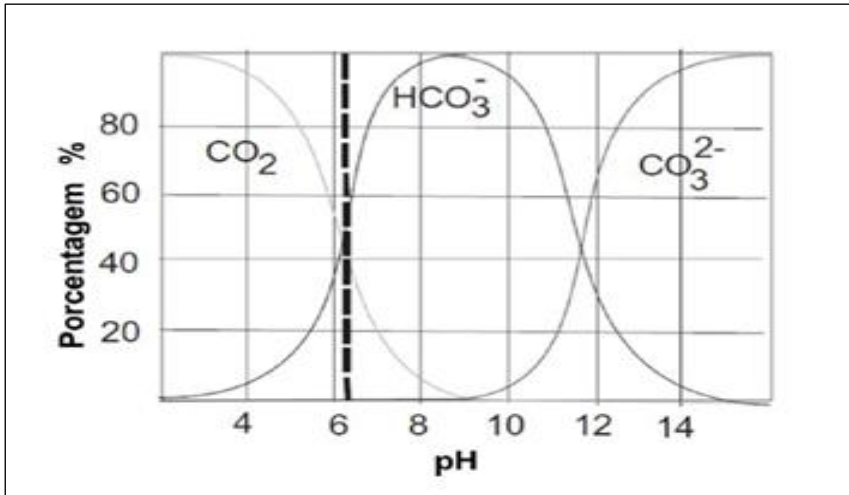
2.5.1.2 pH, relação AI/AP e ácidos voláteis

O pH é um dos parâmetros mais importantes no processo de digestão anaeróbia, mudanças deste parâmetro afetam diretamente os microrganismos, devido ao fato de selecionar quais irão se desenvolver com mais eficiência no meio reacional (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011). Além disso, o pH também desempenha um papel importante na minimização dos efeitos inibitórios dos ácidos graxos voláteis (AGV) e da amônia (NH_3), assim, os torna rapidamente disponíveis para microrganismos por meio das atividades de especiação (ISSAH et al., 2020). Para bactérias hidrolíticas e acidogênicas a faixa ideal é de 5,2 a 6,3, enquanto para as acetogênicas e as arqueas metanogênicas a faixa é de 6,5 a 8 (WELLINGER, 2008).

Na rota metabólica da digestão anaeróbia, o pH sofre um decréscimo à medida que a produção de ácidos voláteis aumenta, em contrapartida, conforme as arqueas metanogênicas consomem os ácidos voláteis, é produzida alcalinidade na forma de dióxido de carbono e bicarbonato, e o pH aumenta até alcançar a estabilidade (GERARDI, 2003). Segundo Amani e colaboradores (2010), na digestão anaeróbia é requerida uma alcalinidade entre 1000 e 3000 mg/L de CaCO_3 para manter a estabilidade no reator.

Uma forma de controlar o tamponamento e monitorar de forma indireta os ácidos produzidos durante a digestão é pela determinação da relação alcalinidade intermediária/alcalinidade parcial (AI/AP), sendo que a primeira fornece valores equivalentes à alcalinidade por bicarbonato e a segunda a alcalinidade vinda dos ácidos voláteis (AL SEADI et al., 2008). Esta relação está apresentada na Figura 3.

Figura 3 - Equilíbrio químico entre dióxido de carbono - bicarbonato – carbonato.



Fonte: Adaptado de Dublen e Steinhauser (2011).

Dentro da digestão anaeróbia, os AGV são produtos intermediários, esses ácidos (acético, fórmico, propiônico e butírico) são constituintes fundamentais para garantir a estabilidade do reator para a produção de biogás, sendo o ácido acético o principal precursor de metano (ISSAH et al., 2020). Dentre os principais fatores que determinam a produção dos AGV, podemos destacar: população microbiana, fonte do inóculo, complexidade do substrato, disponibilidade de nutrientes, pH, temperatura, pressão e configuração do reator (JANKOWSKA et al., 2017). De forma geral, pode-se dizer que a cinética de produção de AGV é favorecida em condições ácidas, e com temperatura mesofílica (GARCIA-AGUIRRE et al., 2017). No entanto, algumas variações podem ser vistas, uma vez que em baixos valores de pH os principais produtos são os ácidos acético e butírico, enquanto que valores mais elevados propiciam a produção de ácidos propiônico e láctico (AMANI et al., 2010).

2.5.1.3 Amônia livre

O nitrogênio amoniacal (NH_3) é um nutriente primordial para o desenvolvimento dos microrganismos anaeróbios, mas também pode exercer inibição em concentrações elevadas. A fermentação de materiais ricos em nitrogênio (proteínas, aminoácidos, uréia e ácidos nucleicos) libera amônia. Possíveis variações de pH e temperatura do meio reacional podem ocasionar uma geração elevada de amônia livre (AL) (DE PRÁ et al., 2012), a qual é calculada a partir da Equação 1, proposta por Anthonisen e colaboradores (1976).

$$AL (NH_3) = \frac{17}{14} \times \frac{[N-NH_3] \cdot 10^{pH}}{e^{\left[\frac{6344}{273+T (^{\circ}C)}\right] + 10^{pH}}} \quad \text{Eq. (1)}$$

Tanto a amônia quanto a amônia livre foram relatadas como inibidores simultâneos da atividade metanogênica, no entanto, a ênfase costuma ser dada à amônia livre, por ser considerada a forma mais inibitória (ASTALS et al., 2018; ZEB et al., 2019).

A inibição das arqueas metanogênicas pela amônia livre ocorre facilmente pela sua difusão através da membrana celular dos microrganismos, causando desequilíbrio iônico e/ou deficiência de potássio (SOLON et al., 2015). A partir disto, instabilidades no processo são perceptíveis devido ao acúmulo de AGVs, uma vez que o excesso de amônia promove o bloqueio da metabolização do acetato pelos microrganismos metanogênicos (PENG et al., 2018).

2.5.1.4 Tempo de Retenção Hidráulica e Carga Orgânica Volumétrica

O volume total de um reator de digestão anaeróbia é definido pelo tempo de retenção hidráulico e pela carga orgânica volumétrica. Todo substrato, dependendo da temperatura da digestão e, eventualmente, do pré-tratamento aplicado, tem seu tempo de retenção e sua carga orgânica definidos com base nas condições ótimas de produtividade de biogás (TABATABAEI e GHANAVATI, 2018).

O tempo de retenção hidráulica (TRH) corresponde ao tempo que o substrato permanecerá no interior do reator anaeróbio, ou seja, é a razão entre o volume do reator e a vazão de alimentação. Esse tempo poderá variar conforme o tipo de substrato e as características de operação do processo, podendo ser determinado em dias ou horas (KUNZ et al., 2019).

Este parâmetro é relatado como um dos mais importantes, pois afeta diretamente a ecologia e as características microbianas, principalmente em reatores tipo CSTR (DAREIOTI e KORAROS, 2014). Para resíduos agropecuários, como o dejetos bovino, o alto teor de fibras presentes, geralmente, leva a uma biodegradabilidade mais baixa com um tempo de retenção hidráulica variável de 15 até 30 dias (FENG et al., 2017). Aumentar o TRH, e simultaneamente diminuir a carga orgânica volumétrica, pode ser considerado como um ajuste útil, tendo-se em vista a recuperação de metano do reator. Tal ajuste é implementado como uma tentativa para evitar o pré-tratamento dos substratos por meios físicos, mecânicos,

químicos e/ou biológicos (GUEBITZ et al., 2015; TABATABAEI e GHANAVATI, 2018). Além destes, outros ajustes em relação ao TRH podem ser feitos, como por exemplo, a redução do TRH, visando, assim, quando for desejável, diminuir o tamanho do reator (ABBASI et al., 2012).

A carga orgânica volumétrica (COV) representa a quantidade de substrato aplicada em um determinado intervalo de tempo ao reator por unidade de volume do mesmo, apresentada como $g\ SV.L^{-1}.d^{-1}$ (KUNZ et al., 2019). Este parâmetro operacional é considerado como crítico, pois, determina como a capacidade de conversão biológica da digestão anaeróbia afeta a produção de biogás (SUN et al., 2017).

A operação de reatores com cargas mais elevadas pode reduzir o tamanho da planta de produção de biogás e o custo de investimento inicial, no entanto, uma COV adequada deve ser escolhida, a fim de se obter um processo otimizado em relação à produção de biogás (LI et al., 2015); considerando que COV's elevadas podem causar a desestabilização do reator e falha do processo, o que pode ser visualmente diagnosticado pela formação de espuma; um dos principais sintomas de sobrecarga (KOUGIAS; BOE; ANGELIDAKI, 2013).

2.5.2 Potencial bioquímico de biogás

Para verificação do potencial de geração de biogás de uma determinada amostra de substrato, são empregados os testes de potencial bioquímico de biogás (PBB), também conhecidos como testes de potencial bioquímico de metano (PBM). Estes testes são utilizados para diagnosticar e controlar o estado real do processo de produção de biogás (GUEBITZ et al., 2015).

Além de verificar o potencial de produzir biogás de uma determinada amostra, os testes podem contribuir na avaliação da capacidade de inóculos anaeróbios, avaliação do potencial de compostos adicionados ou endógenos de exercer efeitos tóxicos, e também testar suplementos quanto à estimulação do processo (TABATABAEI e GHANAVATI, 2018).

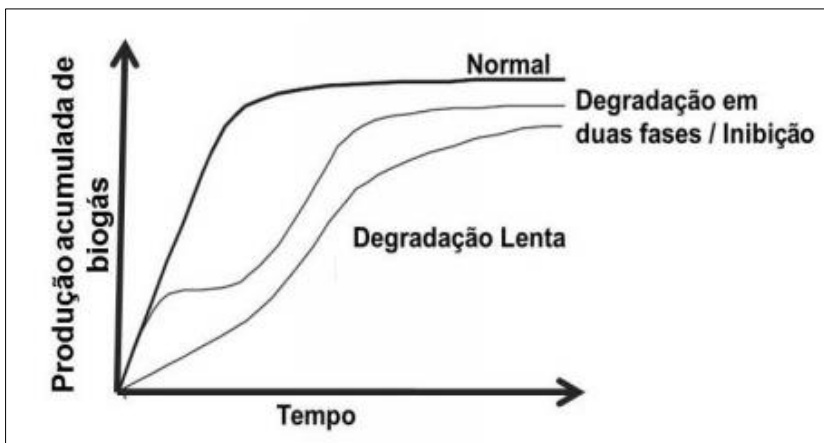
Para a determinação correta do potencial de um substrato, um fator importante deve ser considerado: a adequação do inóculo. Deste modo, o desempenho do inóculo a ser utilizado deve ser avaliado por parâmetros químicos e fazendo a utilização de substratos quimicamente definidos, como acetato ou celulose microcristalina (KOCH et al., 2017).

Um amplo uso de testes de PBB vem sendo feito, no entanto, ainda não existe um protocolo experimental comumente aceito que se baseie na padronização da execução do teste. No ano de 2006, foi publicada a VDI 4630, esta refere-se a uma norma técnica

desenvolvida pela Associação de Engenheiros Alemães (Verein Deutscher Ingenieure, VDI), que tem por finalidade, abordar informações pertinentes para testes de fermentação como: caracterização de substratos, amostragem e preparação de amostras, e informações sobre a metodologia para a realização de testes de fermentação em batelada e modo contínuo (VDI 4630, 2006).

Uma das formas de expressar os resultados dos testes de PBB é através da produção cumulativa. A produção de biogás ou metano é plotada em função do tempo, e a curva de produção de biogás fica condicionada à biodegradabilidade do substrato (VDI 4630, 2006). A Figura 4 apresenta a forma típica das curvas em função da biodegradabilidade do substrato.

Figura 4 - Curvas típicas de produção cumulativa de biogás/metano.



Fonte: Adaptado de VDI (2006).

Conforme apresentado na Figura 4, a curva normal corresponde ao perfil de substratos que são mais facilmente degradáveis e convertidos em biogás, sendo esta a mais acentuada. A curva correspondente à degradação lenta se caracteriza por substratos que, normalmente contém lignina, onde o processo é mais dificultoso. Já a degradação em duas fases, é caracterizada por ocorrer em dois estágios, podendo indicar uma possível inibição (VDI 4630, 2006).

2.5.3 Reatores tipo CSTR

Estes são normalmente conhecidos como reatores anaeróbios que possuem agitação e aquecimento, do inglês “*continuous stirred tank reactor*” (CSTR). Utilizado sob condições úmidas, é adequado para a digestão de uma alta variedade de substratos, tais como os resíduos agrícolas, industriais e ou culturas energéticas. Na maioria das vezes, possui formato

cilíndrico, com sistemas de agitação acoplados e com controle de temperatura, estas características permitem a operação com cargas orgânicas avantajadas ($2-5 \text{ kg}_{\text{SV}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$) e com alto teor de sólidos (até 12% de sólidos totais), tendo aplicação considerável para o dejetos bovino (TABATABAEI e GHANAVATI, 2018).

A utilização da agitação nos reatores CSTR garante que haja uma distribuição uniforme dos nutrientes e calor, evitando assim possíveis zonas mortas e camadas sobrenadantes, permitindo a ascensão do gás, especialmente quando teor de matéria seca for alto (KRESS et al., 2018).

Exclusivamente, neste tipo de reator o TRH é igual ao TRS (tempo de retenção de sólidos), devido à agitação constante do volume interno do reator. Por este motivo, o TRH é um fator muito importante na projeção deste tipo de reator, uma vez que TRHs muito curtos podem prejudicar de maneira considerável os microrganismos presentes, tendo uma baixa relação F/M (*food/microorganism*) no reator (ABBASI et al., 2012; RICO et al., 2011).

REFERÊNCIAS

- A. E. Barberg, M. I. Endres, K. A. Janni, 2007. Compost Dairy Barns in Minnesota: A Descriptive Study. **Applied Engineering in Agriculture** 23, 231–238.
- Abbasi, T., Tauseef, S.M., Abbasi, S.A., 2012. **Biogas Energy**. Springer New York, New York, NY.
- Abu-dahrieh, J., Orozco, A., Groom, E., Rooney, D., 2011. Bioresource Technology Batch and continuous biogas production from grass silage liquor. **Bioresource Technology** 102, 10922–10928.
- Aguirre-Villegas, H.A., Larson, R.A., Sharara, M.A., 2019. Anaerobic digestion, solid-liquid separation, and drying of dairy manure: Measuring constituents and modeling emission. **Science of The Total Environment** 696, 134059.
- Al Seadi, T.; Rutz, D.; Prassl, H.; Köttner, M.; Finsterwalder, T.; Volk, S.; Janssen, R. **Biogas handbook**. Esbjerg, Denmark: University of Southern Denmark Esbjerg, Niels Bohrs, 2008.
- Amani, T., Nosrati, M., Sreekrishnan, T.R., 2010. Anaerobic digestion from the viewpoint of microbiological, chemical, and operational aspects — a review. **Environmental Reviews** 18, 255–278.
- Anthoniesen, A. C.; Loehr, R. C.; Praksam, T. B. S.; Srinath, G. 1976. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. **Journal Water Pollution Control Federation**, 48: 835-852.
- Araújo, E., Strawn, D.G., Morra, M., Moore, A., Ferracciú Alleoni, L.R., 2019. Association between extracted copper and dissolved organic matter in dairy-manure amended soils. **Environmental Pollution** 246, 1020–1026.
- ASAE, 2003. Manure Production and Characteristics. ASAE Standard D384.1Feb03.
- Assis, A. G. de. **Sistemas de produção de leite no Brasil**. 85. ed. Juiz de Fora: Embrapa Gado de Leite, 2008. 5p. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/65268/1/CT-85-Sist-prod-leite-Brasil.pdf>. Acesso em: 01 nov. 2019.
- Astals, S., Peces, M., Batstone, D.J., Jensen, P.D., Tait, S., 2018. Characterising and modelling free ammonia and ammonium inhibition in anaerobic systems. **Water Research** 143, 127–135.
- Auffret, M.D., Brassard, J., Jones, T.H., Gagnon, N., Gagné, M., Muehlhauser, V., Masse, L., Topp, E., Talbot, G., 2019. Impact of seasonal temperature transition , alkalinity and other abiotic factors on the persistence of viruses in swine and dairy manures. **Science of the Total Environment** 659, 640–648.
- Bartl, K., Gómez, C.A., Nemecek, T., 2011. Life cycle assessment of milk produced in two smallholder dairy systems in the highlands and the coast of Peru. **Journal of Cleaner Production** 19, 1494–1505.
- Berendsen, B.J.A., Lahr, J., Nibbeling, C., Jansen, L.J.M., Bongers, I.E.A., Wip, E.L., Schans, M.G.M. Van De, 2018. The persistence of a broad range of antibiotics during calve , pig and broiler manure storage. **Chemosphere**, 204-220.
- Bittencourt, D. et al. A importância da atividade leiteira na economia agropecuária do RGS. In: STUMPF, W.J. et al. **Sistemas de pecuária de leite: uma visão na região de clima temperado**. Pelotas: Embrapa Clima Temperado.p 195, 2000.

- Bolzonella, D., Fatone, F., Gottardo, M., Frison, N., 2018. Nutrients recovery from anaerobic digestate of agro-waste : Techno-economic assessment of full scale applications. **Journal of Environmental Management** 216, 111–119.
- Botega, J. V. L. et al. Diagnóstico da automação na produção leiteira. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 32, n. 2, p.635-639, mar. 2008.
- BRASIL, IBGE – Instituto brasileiro de geografia e estatística. 2018. **Série histórica: Produção da pecuária municipal**. Disponível em:< <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9107-producao-da-pecuaria-municipal.html?=&t=series-historicas>> Acesso em: 12 jan. 2020
- Brüss, T.G.U., Rosenberger, M.K.S., 2018. Nutrient recovery from anaerobic sludge by membrane filtration : pilot tests at a 2 . 5 - MW e biogas plant. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture** 7, 325–334.
- Burgstaller, J., Raith, J., Kuchling, S., Mandl, V., Hund, A., Kofler, J., 2016. Claw health and prevalence of lameness in cows from compost bedded and cubicle freestall dairy barns in Austria. **The Veterinary Journal** 216, 81–86.
- Cantrell, K.B., Ducey, T., Ro, K.S., Hunt, P.G., 2008. Livestock waste-to-bioenergy generation opportunities. **Bioresource Technology** 99, 7941–7953.
- Capper, J.L., Cady, R.A., Consultancy, L.S., Ox, O., Sustainability, C.A., 2019. The effects of improved performance in the U . S . dairy cattle industry on environmental impacts between 2007 and 2017. **Sustainable Animal Science and Practices**, 1–14.
- Chen, B., Hayat, T., Alsaedi, A., 2017. **Biogas Systems in China**. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg.
- Chernicharo, Carlos Augusto de. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuais: Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte:Desa-Ufmg, 2007.
- Cook, N. B. Free-stall Design for Maximum Cow Comfort. **WCDS Advances in Dairy Technology**, v. 21, p. 255-268, 2009.
- Dalchiavon, A. et al. Análise comparativa de custos e produtividade de leite em diferentes sistemas de produção. In: Congresso brasileiro de custos, 24., 2017, Florianópolis. **Anais... .** Florianópolis: Aaab, 2017. p. 3 - 44.
- Dareioti, M.A., Kornaros, M., 2014. Effect of hydraulic retention time (HRT) on the anaerobic co-digestion of agro-industrial wastes in a two-stage CSTR system. **Bioresource Technology** 167, 407–415.
- de Oliveira, L.K., Fleck, J.D., Comerlato, J., Kluge, M., Bergamaschi, B., Fabres, R.B., da Luz, R.B., da Silva, J.V. dos S., Rodrigues, M.T., Genro, J.L., Staggemeier, R., Baldasso, N., Spilki, F.R., 2012. Enteric viruses in water samples from Brazilian dairy farms. **Agricultural Water Management** 111, 34–39.
- De Prá, M.C., Kunz, A., Bortoli, M., Perondi, T., Chini, A., 2012. Simultaneous removal of TOC and TSS in swine wastewater using the partial nitrification process. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology** 87, 1641–1647.
- Deublein, D., Steinhauser, A. **Biogas from Waste and Renewable Resources: an introduction**. Wiley-VCH, 2011.
- Eckelkamp, E.A., Taraba, J.L., Akers, K.A., Harmon, R.J., Bewley, J.M., 2016. Sand bedded freestall and compost bedded pack effects on cow hygiene, locomotion, and mastitis indicators. **Livestock Science** 190, 48–57.

Environmental Protection Agency (EPA). Office of Water, and United States. Environmental Protection Agency. Office of Science and Technology. **Guidelines for Concentrated Animal Feeding Operations**. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency, 2001.

Fan, J., Xiao, J., Liu, D., Ye, G., Luo, J., Houlbrooke, D., Laurenson, S., Yan, J., Chen, L., Tian, J., Ding, W., 2017. Effect of application of dairy manure, effluent and inorganic fertilizer on nitrogen leaching in clayey fluvo-aquic soil: A lysimeter study. **Science of The Total Environment** 592, 206–214.

FAO e IDF. 2013. **Guia de boas práticas na pecuária de leite. Produção e Saúde Animal** Diretrizes. 8. Roma.

FAO. OECD-FAO **Agricultural Outlook 2019-2028**. 2019.

Feng, L., Wahid, R., Ward, A.J., Møller, H.B., 2017. Anaerobic co-digestion of cattle manure and meadow grass: Effect of serial configurations of continuous stirred tank reactors (CSTRs). **Biosystems Engineering** 160, 1–11.

Flores-Orozco, D., Patidar, R., Levin, D.B., Sparling, R., Kumar, A., Çiçek, N., 2020. Effect of ceftiofur on mesophilic anaerobic digestion of dairy manure and the reduction of the cephalosporin-resistance gene *cmv-2*. **Bioresource Technology** 301, 122729.

Garcia-Aguirre, J., Aymerich, E., González-Mtnez. de Goñi, J., Esteban-Gutiérrez, M., 2017. Selective VFA production potential from organic waste streams: Assessing temperature and pH influence. **Bioresource Technology** 244, 1081–1088.

Gerardi, M. H. The microbiology of anaerobic digesters. **Wastewater microbiology series**. New York: Ed. Wiley-Interscience, 2003.

Gourley, C.J.P., Aarons, S.R., Powell, J.M., 2012. Nitrogen use efficiency and manure management practices in contrasting dairy production systems. **Agriculture, Ecosystems & Environment** 147, 73–81.

Guebitz, G.M., Bauer, A., Bochmann, G., Gronauer, A., Weiss, S. (Eds.), 2015. **Biogas Science and Technology, Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology**. Springer International Publishing, Cham.

Hagedorn, F., Bruderhofer, N., Ferrari, A., Niklaus, P.A., 2015. Tracking litter-derived dissolved organic matter along a soil chronosequence using ¹⁴C imaging: Biodegradation, physico-chemical retention or preferential flow? **Soil Biology and Biochemistry** 88, 333–343.

Haynes, R.J., Williams, P.H., 1993. **Nutrient Cycling and Soil Fertility in the Grazed Pasture Ecosystem**. pp. 119–199.

Hurst, J.J., Wallace, J.S., Aga, D.S., 2018. Chemosphere Method development for the analysis of ionophore antimicrobials in dairy manure to assess removal within a membrane-based treatment system. **Chemosphere** 197, 271–279.

Islam, N., Sakinah, M., Munaim, A., Zularisam, A.W., 2014. Journal of Industrial and Engineering Chemistry Mesophilic and thermophilic biomethane production by co-digesting pretreated petrochemical wastewater with beef and dairy cattle manure. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry** 20, 331–337.

Issah, A.-A., Kabera, T., Kemausuor, F., 2020. Biogas optimisation processes and effluent quality: A review. **Biomass and Bioenergy** 133, 105449.

Jankowska, E., Chwialkowska, J., Stodolny, M., Oleskiewicz-Popiel, P., 2017. Volatile fatty acids production during mixed culture fermentation – The impact of substrate complexity and

pH. **Chemical Engineering Journal** 326, 901–910.

Kast, J.B., Long, C.M., Muenich, R.L., Martin, J.F., Kalcic, M.M., 2019. Manure Management at Ohio Confined Animal Feeding Facilities in the Maumee River Watershed. **Journal of Great Lakes Research** 45, 1162–1170.

Kathambi, E.K., VanLeeuwen, J.A., Gitau, G.K., Revie, C.W., 2019. Assessment of farmers' compliance in implementing recommended cow comfort changes and their effects on lying time, stall and cow cleanliness within smallholder dairy farms in Kenya. **Preventive Veterinary Medicine** 172, 104784.

Koch, K., Lippert, T., Drewes, J.E., 2017. The role of inoculum's origin on the methane yield of different substrates in biochemical methane potential (BMP) tests. **Bioresource Technology** 243, 457–463.

Kougiass, P.G., Boe, K., Angelidaki, I., 2013. Effect of organic loading rate and feedstock composition on foaming in manure-based biogas reactors. **Bioresource Technology** 144, 1–7.

Kress, P., Nägele, H.-J., Oechsner, H., Ruile, S., 2018. Effect of agitation time on nutrient distribution in full-scale CSTR biogas digesters. **Bioresource Technology** 247, 1–6.

Kunz, A., Steinmetz, R. L. R., Amaral, A. C. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato** - Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2019, 209 p.

Li, D., Liu, S., Mi, L., Li, Z., Yuan, Y., Yan, Z., Liu, X., 2015. Effects of feedstock ratio and organic loading rate on the anaerobic mesophilic co-digestion of rice straw and pig manure. **Bioresource Technology** 187, 120–127.

Li, M.M., Ray, P., Knowlton, K.F., Pruden, A., Xia, K., Teets, C., Du, P., 2020. Fate of pirlimycin and antibiotic resistance genes in dairy manure slurries in response to temperature and pH adjustment. **Science of The Total Environment** 710, 136310.

Liu, Z., Carroll, Z.S., Long, S.C., Gunasekaran, S., Runge, T., 2016. Use of cationic polymers to reduce pathogen levels during dairy manure separation. **Journal of Environmental Management** 166, 260–266.

Longhurst, P.J., Tompkins, D., Pollard, S.J.T., Hough, R.L., Chambers, B., Gale, P., Tyrrel, S., Villa, R., Taylor, M., Wu, S., Sakrabani, R., Litterick, A., Snary, E., Leinster, P., Sweet, N., 2019. Risk assessments for quality-assured, source-segregated composts and anaerobic digestates for a circular bioeconomy in the UK. **Environment International** 127, 253–266.

Mao, C. et al. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 45, p. 540–555, 2015

McVoitte, W.P.A., Clark, O.G., 2019. The effects of temperature and duration of thermal pretreatment on the solid-state anaerobic digestion of dairy cow manure. **Heliyon** 5, e02140.

Nielsen, H.B., Angelidaki, I., 2008. Strategies for optimizing recovery of the biogas process following ammonia inhibition. **Bioresource Technology** 99, 7995–8001.

Ofner-Schröck, E., Zähner, M., Huber, G., Guldemann, K., Guggenberger, T., Gasteiner, J., 2015. Compost Barns for Dairy Cows—Aspects of Animal Welfare. **Open Journal of Animal Sciences** 05, 124–131.

Pandey, P.K., Ndegwa, P.M., Alldredge, J.R., Pitts, M., Soupir, M.L., 2010. Modeling effects of granules on the start-up of anaerobic digestion of dairy wastewater with Langmuir and extended Freundlich equations. **Bioprocess Biosyst Eng** 833–845.

- Pelletier, N., Tyedmers, P., 2010. Forecasting potential global environmental costs of livestock production 2000-2050. **Proceedings of the National Academy of Sciences** 107, 18371–18374.
- Peng, X., Zhang, S., Li, L., Zhao, X., Ma, Y., Shi, D., 2018. Long-term high-solids anaerobic digestion of food waste: Effects of ammonia on process performance and microbial community. **Bioresource Technology** 262, 148–158.
- Petersen, S.O., 2018. Greenhouse gas emissions from liquid dairy manure: Prediction and mitigation. **Journal of Dairy Science** 101, 6642–6654.
- Powell, J.M., MacLeod, M., Vellinga, T.V., Opio, C., Falcucci, A., Tempio, G., Steinfeld, H., Gerber, P., 2013. Feed–milk–manure nitrogen relationships in global dairy production systems. **Livestock Science** 152, 261–272.
- Qian, X., Sun, W., Gu, J., Wang, X.-J., Zhang, Y.-J., Duan, M.-L., Li, H.-C., Zhang, R.-R., 2016. Reducing antibiotic resistance genes, integrons, and pathogens in dairy manure by continuous thermophilic composting. **Bioresource Technology** 220, 425–432.
- Rico, C., Rico, J.L., Muñoz, N., Gómez, B., Tejero, I., 2011. Effect of mixing on biogas production during mesophilic anaerobic digestion of screened dairy manure in a pilot plant. **Engineering in Life Sciences** 11, 476–481.
- Roberts, B.N., Bailey, R.H., McLaughlin, M.R., Brooks, J.P., 2016. Decay rates of zoonotic pathogens and viral surrogates in soils amended with biosolids and manures and comparison of qPCR and culture derived rates. **Science of The Total Environment** 573, 671–679.
- Sefeedpari, P., Vellinga, T., Rafiee, S., Sharifi, M., Shine, P., Pishgar-Komleh, S.H., 2019. Technical, environmental and cost-benefit assessment of manure management chain: A case study of large scale dairy farming. **Journal of Cleaner Production** 233, 857–868.
- Shepley, E., Lensink, J., Leruste, H., Vasseur, E., 2020. The effect of free-stall versus strawyard housing and access to pasture on dairy cow locomotor activity and time budget. **Applied Animal Behaviour Science** 224, 104928.
- Solon, K., Flores-Alsina, X., Mbamba, C.K., Volcke, E.I.P., Tait, S., Batstone, D., Gernaey, K. V., Jeppsson, U., 2015. Effects of ionic strength and ion pairing on (plant-wide) modelling of anaerobic digestion. **Water Research** 70, 235–245.
- Sun, M.-T., Fan, X.-L., Zhao, X.-X., Fu, S.-F., He, S., Manasa, M.R.K., Guo, R.-B., 2017. Effects of organic loading rate on biogas production from macroalgae: Performance and microbial community structure. **Bioresource Technology** 235, 292–300.
- Tabatabaei, M., Ghanavati, H. (Eds.), 2018. **Biogas, Biofuel and Biorefinery Technologies**. Springer International Publishing, Cham.
- Tao, W., Fattah, K.P., Huchzermeier, M.P., 2016. Struvite recovery from anaerobically digested dairy manure: A review of application potential and hindrances. **Journal of Environmental Management** 169, 46–57.
- Vaddella, V.K., Ndegwa, P.M., Ullman, J.L., Jiang, A., 2013. Mass transfer coefficients of ammonia for liquid dairy manure. **Atmospheric Environment** 66, 107–113.
- Van Horn, H.H., Wilkie, A.C., Powers, W.J., Nordstedt, R.A., 1994. Components of Dairy Manure Management Systems. **Journal of Dairy Science** 77, 2008–2030.
- VDI-Society Energy and Environment. VDI 4630: **Fermentation of organic materials – characterization of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests**. 2006.

- Veltman, K., Rotz, C.A., Chase, L., Cooper, J., Ingraham, P., Izaurralde, R.C., Jones, C.D., Gaillard, R., Larson, R.A., Ruark, M., Salas, W., Thoma, G., Jolliet, O., 2018. A quantitative assessment of Beneficial Management Practices to reduce carbon and reactive nitrogen footprints and phosphorus losses on dairy farms in the US Great Lakes region. **Agricultural Systems** 166, 10–25.
- Vilela, D. et al. **Pecuária de leite no Brasil: Cenários e avanços tecnológicos**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2016. 435 p.
- Weiland, P., 2010. Biogas production: current state and perspectives. **Applied Microbiology and Biotechnology** 85, 849–860.
- Weiske, A., Vabitsch, A., Olesen, J.E., Schelde, K., Michel, J., Friedrich, R., Kaltschmitt, M., 2006. Mitigation of greenhouse gas emissions in European conventional and organic dairy farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112, 221–232.
- Wellinger, A.; Murphy, J. P.; Baxter, D. **Biogas handbook**. University of Southern Denmark Esbjerg, Niels Bohrs, 2008.
- Yang, W., Young, S., Munoz, A., Palmarin, M.J., 2019. Journal of Environmental Chemical Engineering Dynamic modeling of a full-scale anaerobic mesophilic digester start-up process for the treatment of primary sludge. **Journal of Environmental Chemical Engineering** 7, 103091.
- Zeb, I., Ma, J., Mehboob, F., Kafle, G.K., Amin, B.A.Z., Nazir, R., Ndegwa, P., Frear, C., 2019. Kinetic and microbial analysis of methane production from dairy wastewater anaerobic digester under ammonia and salinity stresses. **Journal of Cleaner Production** 219, 797–808.
- Zhao, H., Li, Jie, Li, Jiajia, Yuan, X., Piao, R., Zhu, W., Li, H., Wang, X., Cui, Z., 2013. Organic loading rate shock impact on operation and microbial communities in different anaerobic fixed-bed reactors. **Bioresour Technol** 140, 211–219.
- Zhao, N., You, F., 2019. Dairy waste-to-energy incentive policy design using Stackelberg-game-based modeling and optimization. **Applied Energy** 254, 113701.
- Zheng, Z., Liu, J., Yuan, X., Wang, X., Zhu, W., Yang, F., Cui, Z., 2015. Effect of dairy manure to switchgrass co-digestion ratio on methane production and the bacterial community in batch anaerobic digestion. **Applied Energy** 151, 249–257.

CAPÍTULO 3: ARTIGO - DIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETO BOVINO: EFEITO DE ESTRATÉGIAS DE PARTIDA E PROGRESSÃO DE CARGA ORGÂNICA NO DESEMPENHO DO REATOR

RESUMO

No presente estudo foi avaliado potencial bioquímico de metano (PBM) do dejetto bovino proveniente do sistema *free stall*, e como as condições operacionais (carga orgânica volumétrica e tempo de retenção hidráulico) podem afetar a produção de biogás em reatores CSTR (do inglês “Continuous Stirred Tank Reactor”), tanto na fase de partida, como na operação dos reatores. Os experimentos para determinar o PBM foram realizados em batelada, conforme a VDI 4630 (2006) e os experimentos contínuos em reatores de 12 L, com objetivo de verificar a produção de metano, e avaliar as alterações de pH, relação AI/AP, amônia, e concentração de sólidos do reator. No experimento de partida, foi verificado que a produção de biogás foi maior para o reator que utilizou apenas substrato (reator PCS - $0,50 L_N \cdot L_{reator} \cdot d^{-1}$), do que o reator que teve a partida com água (reator PSS - $0,35 L_N \cdot L_{reator} \cdot d^{-1}$). Além disso, os valores da relação AI/AP se mantiveram altos nos primeiros trinta dias de operação do reator PSS. Quanto à progressão de carga orgânica, foi verificado que no tempo de retenção hidráulica de 11 dias e carga de $10,1 \text{ kgSV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, a recuperação de metano estava em 50.5%, e que os parâmetros de controle, como relação AI/AP (0,52) e nitrogênio amoniacal ($2525,3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), indicavam a sobrecarga do sistema. Observando a grande quantidade de sólidos presente no dejetto bovino, os resultados da operação de reatores CSTR podem auxiliar as plantas de biogás em grande escala a alcançarem maior produtividade de biogás.

Palavras-chave: Bovinocultura de leite, operação de reatores, metano.

1 INTRODUÇÃO

A produção brasileira de leite tem apresentado um crescimento expressivo nos últimos anos (acima de 23% entre 2008-2018), sendo que as maiores bacias leiteiras se concentram nas regiões Sul e Sudeste que, juntas, respondem por aproximadamente 68% do volume total produzido (PPM – IBGE, 2019).

Por outro lado, os dados divulgados pelo último Censo Agropecuário (IBGE, 2019) mostraram que entre 2015 e 2018 houve uma retração de quase 25% no rebanho leiteiro nacional, que foi amplamente compensado pelo aumento da produtividade média, que passou de 1609 para 2069 L/vaca/ano.

Tamanha evolução em tão curto espaço tempo está diretamente ligada a mudanças na forma de produção, que tem por princípio geral, o aumento na escala e a intensificação da criação de animais (BARKEMA et al., 2015), o que, por outro lado, demanda maiores investimentos para: implementação de novas tecnologias, atender a cobrança por parte das indústrias pela qualidade do leite produzido, melhoramento genético, saúde e bem-estar animal, facilidades de manejo, entre outras (COSTA et al., 2013; GAUTAM et al., 2010).

A conversão dos sistemas extensivos (de pastejo, também chamado de *voisin*) para os intensivos (*compost barn* ou *free stall*) também implica na modificação da forma como o dejetos é gerado dentro da propriedade, passando de fonte dispersa para pontual. Assim, à medida que se aumenta a proporção da produção em sistemas intensivos, a correta gestão dos dejetos produzidos nessas granjas passa a ser pauta de discussões e preocupação por parte do setor (RICO et al., 2011).

A digestão anaeróbia (DA) é um processo de tratamento biológico que promove a conversão de resíduos orgânicos em energia, reduz as emissões de gases de efeito estufa, substitui o uso de combustíveis fósseis, além de aumentar a disponibilidade de nutrientes para as culturas agrícolas e pastagens (CESTONARO DO AMARAL et al., 2016; QU et al., 2020; AGUIRRE-VILLEGAS et al., 2019). Tais características tornam essa tecnologia muito promissora para o tratamento dos dejetos leiteiros, visto que o processo de tecnificação das granjas aumenta consideravelmente a demanda energética, que é requerida para a climatização do alojamento dos animais (bem-estar), alimentação, ordenha e refrigeração de leite, entre outros (NACER et al., 2016).

Embora o biodigestor anaeróbio seja uma tecnologia muito antiga, a cadeia do biogás nunca ocupou um papel de grande relevância dentro do cenário energético brasileiro,

entretanto, com o crescimento do mercado de combustíveis renováveis e o estabelecimento dos Marcos Regulatórios Legais para Biogás e Biometano em alguns Estados desde 2018 (SANTA CATARINA, 2018), abre-se a perspectiva do crescimento da adoção destas tecnologias.

Por se tratar de um sistema biológico, a DA exige alguns cuidados específicos; a inicialização correta e bem-sucedida dos reatores anaeróbios, por exemplo, é um processo difícil e delicado, necessitando monitoramento e acompanhamento preciso, uma vez que as variações de alcalinidade, temperatura, pH, carga orgânica volumétrica, ácidos orgânicos de cadeia curta e tempo de retenção hidráulico, podem levar à instabilidade do processo e mal funcionamento desses reatores (ZINARE MAMO et al., 2019).

No caso de reatores com maior carga orgânica volumétrica, além das questões acima enumeradas, outros distúrbios podem ocorrer, principalmente em reatores tipo CSTR (do inglês, *continuous stirred-tank reactor*). O aumento de carga favorece economicamente as plantas de biogás, devido ao aumento da produção de energia e minimizando o capital de investimento (XING et al., 2020); em contrapartida, o incremento na carga orgânica, pode desestabilizar a geração de biogás, principalmente relacionada à inibição dos organismos metanogênicos, por excesso de nutrientes, ou pela diminuição da capacidade tampão do meio (BRAGUGLIA et al., 2018).

Neste contexto, os objetivos do trabalho são: i) Estimar o PBM do dejetos bovino de manejo tipo *free stall* ii) Definir a melhor condição de partida em reatores CSTR utilizando como substrato dejetos da bovinocultura de leite; iii) Avaliar o desempenho da produção de biogás e a estabilidade do processo, em reator CSTR operado com dejetos da bovinocultura de leite sob diferentes cargas orgânicas volumétricas.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 COLETA E CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO

O dejetos utilizado na montagem dos testes e na alimentação dos reatores foi coletado em uma propriedade localizada no município de Jaborá - SC (27°15'23''S e 51°80'76''O), que possuía 55 vacas da raça holandesa alojadas em estábulo com manejo tipo *free stall* e produção diária de 1900 L de leite.

A limpeza do estábulo era realizada com a raspagem mecânica do piso cinco vezes ao dia e o dejetos era direcionado para calha de coleta que também armazenava parte da serragem da cama dos animais e a água de lavagem da sala de ordenha, o que totalizava um volume diário aproximado de 9 m³.

O procedimento de coleta foi realizado de forma composta diretamente na calha de coleta, em três pontos distintos após cuidadosa homogeneização, as amostras foram acondicionadas em caixas térmicas, e encaminhadas para o laboratório, onde foram separadas e armazenadas à -4°C.

2.2 DESIGN EXPERIMENTAL

2.2.1 Ensaios de potencial bioquímico de metano (PBM)

Os ensaios de PBM foram realizados de acordo com *Verein Deutscher Ingenieure* – VDI 4630 (2006). Todos os testes foram realizados em triplicata usando o Teste Automático de Potencial de Metano II (AMPTS II, *Bioprocess Control*, Suécia), que determina a produção diária de metano, em reatores de vidro de 500 mL mantidos a 37 ° C. A quantidade de substrato inserido no frasco reator foi baseada no teor de sólidos voláteis das amostras ($S_{V_{amostra}}/S_{V_{inóculo}} \leq 0,5$) conforme a VDI 4630 Além dos testes com as amostras, de forma simultânea foram montados testes com o inóculo, para avaliar a produção de metano do mesmo, e para determinar o controle positivo, foi utilizado celulose microcristalina de alta pureza (*Sigma-Aldrich*).

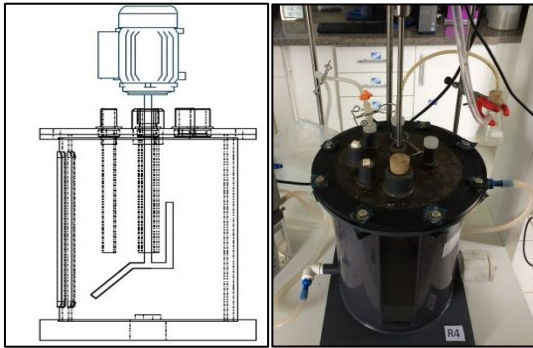
O inóculo foi obtido de um reator anaeróbio mantido em condições mesofílicas, desenvolvido por Steinmetz e colaboradores (2016). A alimentação do inóculo era composta por uma mistura de grama seca e moída, farelo de milho, leite em pó e óleo vegetal, com uma taxa de carregamento orgânico 0,3 g_{sv} L⁻¹. A alimentação foi cessada duas semanas antes do início da montagem do teste para reduzir a produção basal de biogás.

2.2.2 Start-up

A parte experimental foi desenvolvida no Laboratório de Estudos em Biogás, situado dentro da unidade da Embrapa Suínos e Aves. O experimento foi executado utilizando dois reatores CSTR de acrílico (conforme apresentado na Figura 1), com volume total de 20 litros, sendo que o volume útil era de 12 litros. O agitador (IKA, digital RW 20, Alemanha) foi conectado pela parte superior do reator, com a entrada afogada na parte interna, o controle da agitação era feito com um *timer*, e a frequência de agitação ocorreu dentro dos limites estabelecidos (50 - 100 rpm) pela VDI (2006).

A temperatura foi controlada por um banho termostático (JULABO, Modelo M8), mantido na faixa mesofílica (37 ° C). O reator foi alimentado manualmente de forma intermitente, uma vez ao dia.

Figura 1 – Reator modelo CSTR utilizado nos experimentos.



Fonte: o autor (2020).

A leitura da produção de gás (TG 05 Ritter, Alemanha) e normalização dos dados de produção (273 K e 1013 hPa) foi realizada diariamente. Para o monitoramento foram analisados: potencial hidrogeniônico (pH), sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF), e sólidos voláteis (SV), nitrogênio amoniacal (NH₃) e alcalinidade intermediária/parcial (AI/AP) duas vezes na semana e ácidos orgânicos de cadeia curta (ACC), em cada tempo de retenção hidráulico (TRH).

Os parâmetros operacionais dos reatores para teste de partida estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 – Parâmetros operacionais dos reatores em teste de partida.

Reator	Condição de partida	TRH (d)	Carga orgânica volumétrica (g _{sv} .L ⁻¹ .d ⁻¹)	Duração do experimento (d)
PCS	Apenas substrato	30	1,0	90
PSS	100% do volume com água	30	1,0	90

Na montagem do experimento foram seguidas as especificações da VDI (2006), principalmente no que diz respeito ao tempo de retenção hidráulico. Estes se objetivaram a reproduzir condições de partida que podem ocorrer a campo, em escala real.

2.2.3 Progressão de carga

O experimento com o reator em progressão de carga orgânica (PCO) recebeu os aumentos de carga em $0,5 \text{ g}_{\text{sv}} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (conforme VDI, 2006), para cada aumento, até a fase XI, após esta, os aumentos foram mais significativos, a fim de se verificar a condição de colapso do reator. A condição de partida foi feita com a utilização de inóculo, descrito no item 2.2.1. O inóculo foi adicionado ao reator CSTR até atingir 30% do volume e aclimatado a 37°C . Depois de um dia, foi iniciada a progressão de carga orgânica volumétrica (COV). Os parâmetros monitorados durante o experimento são os mesmos descritos no item 2.2.2, com exceção dos AGV, que foram monitorados no aumento de carga. A descrição detalhada dos parâmetros operacionais do reator está apresentada na Tabela 2.

Tabela 2 – Parâmetros operacionais do reator em progressão de carga.

Reator	Fase	TRH (d)	Vazão ($\text{L} \cdot \text{d}^{-1}$)	Massa de sólidos voláteis adicionados (g)	Carga orgânica volumétrica ($\text{g}_{\text{sv}} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)
PCO	I	22,4	0,53	12,0	1,0
	II	22,4	0,53	18,0	1,5
	III	22,4	0,53	24,1	2,0
	IV	22,4	0,53	30,0	2,5
	V	22,4	0,53	36,1	3,0
	VI	22,4	0,53	42,0	3,5
	VII	22,4	0,53	48,1	4,0
	VIII	22,4	0,53	54,0	4,5
	IX	22,4	0,53	60,0	5,0
	X	21,2	0,56	66,0	5,5
	XI	19,4	0,61	72,1	6,0
	XII	17,1	0,70	81,7	6,8
	XIII	14,1	0,85	99,0	8,3
	XIV	11,4	1,05	122,3	10,1

2.3 METODOLOGIA ANALÍTICA

As determinações de nitrogênio total (NTK) foram realizadas por volumetria, utilizando o princípio de Kjeldhal; fósforo (P) e potássio (K) foram determinados por espectrofotometria, sendo que todos os procedimentos estavam de acordo com APHA (2012). A análise de fibra bruta (FB) foi realizada pelo método de Weende, conforme descrito em AOAC (1995).

A determinação dos sólidos totais, fixos e voláteis foi realizada conforme a APHA

(2012). Sendo que para a determinação sólidos totais (ST) as amostras foram secas em estufa à 105 ° C, e para determinação de sólidos voláteis (SV) e sólidos fixos (SF) as amostras foram calcinadas a 550 ° C na mufla. O potencial hidrogeniônico (pH) foi mensurado através do medidor portátil (modelo HI8424, HANNA Instruments).

A análise de Amônia (NH₃) foi realizada através do método colorimétrico em um sistema de análise de injeção de fluxo (modelo 2500, Fialab Instruments, Seattle, EUA), utilizando metodologia adaptada de APHA (2012). A determinação da alcalinidade intermediária/parcial foi realizada em um titulador automático (modelo 848 Titrino plus, Metrohm, Herisau, Suíça).

Os ácidos orgânicos de cadeia curta foram determinados através de um cromatógrafo a gás GC-17A (Shimadzu, Kyoto, Japão) com uma coluna de sílica fundida Stabilwax-DA, conectada a um detector de ionização de chama a 240 ° C.

2.4 ANÁLISES DE BIOGÁS

A avaliação da composição do biogás (CH₄, CO₂ e H₂S) produzido nos reatores CSTR foi realizada através de sensores infravermelhos e eletroquímicos (BIOGAS 5000, EUA) duas vezes na semana.

2.5 EFICIÊNCIA DOS REATORES CSTR

A eficiência dos reatores CSTR foi calculada com base em uma comparação entre o rendimento de metano do CSTR e os valores dos testes de BMP (utilizados como referência), conforme apresentado na equação 1:

$$\text{Recuperação (\%)} = \frac{\text{RM}}{\text{PBM}} * 100 \quad \text{Eq. 1}$$

Onde:

RM = Rendimento de metano no reator CSTR (m³_{N CH₄}·kg_{SVadíc}⁻¹);

PBM = Potencial bioquímico de metano das amostras estudadas (m³_{N CH₄}·kg_{SVadíc}⁻¹);

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO

As análises da caracterização do substrato, e do inóculo estão apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3 – Caracterização do dejetto para alimentação dos reatores e do inóculo para partida do reator.

Parâmetro	Dejeto bovino	Inóculo
SV (%)	10,70 ± 1,13	1,84
ST (%)	12,53 ± 0,81	1,19
SF (%)	1,83 ± 0,33	3,03
pH	6,51 ± 0,03	8,15
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	2354,82 ± 425,21	8630,08
NTK (g/kg)	21,32 ± 0,37	35,72
P (g/kg)	3,63 ± 0,12	2,49
K (g/kg)	27,61 ± 0,56	1,17
Fibra bruta (%)	2,58 ± 0,17	0,37

A relação SV/ST do dejetto bovino foi 85,6%, indicando que sua concentração é predominante orgânica, e pode sugerir que exista uma quantia considerável de microrganismos presentes neste substrato (Zaied et al., 2020). A alimentação dos animais era composta por uma mistura de silagem de milho (*Zea mays*), feno de gramínea *tifton* (*Cynodon spp.*) e ração concentrada contendo 23% de proteína. Esta composição sugere que, a taxa de produção de biogás deste do dejetto pode ser mais rápida, conforme é visto na Figura 2, e difere do que é visto em substratos ricos em lipídios (WAGNER et al., 2013).

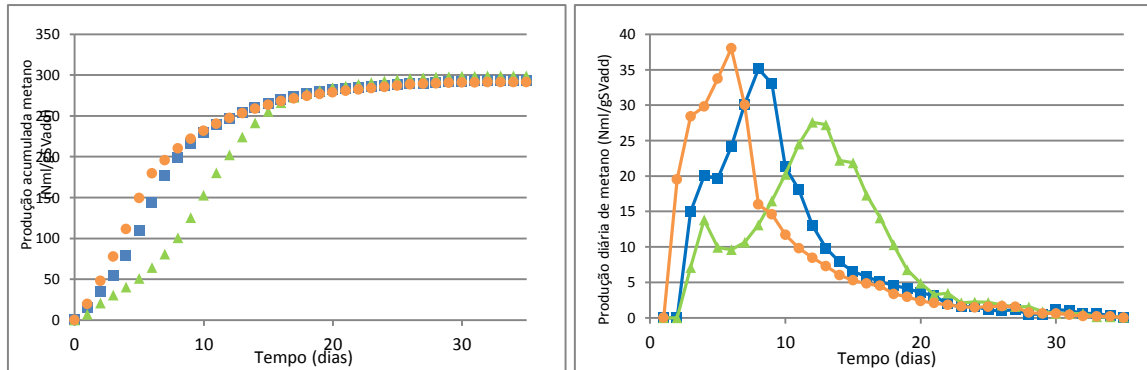
A produção média acumulada das amostras testadas foi de $294 \pm 4 \text{ ml NCH}_4 \cdot \text{g SV}_{\text{adic}}^{-1}$, conforme apresentado na Figura 2. Este resultado é considerado superior quando comparado com alguns autores, $204 \pm 12 \text{ ml NCH}_4 \cdot \text{g SV}_{\text{adic}}^{-1}$ (KAFLE e CHEN, 2016), $238 \pm 19 \text{ ml NCH}_4 \cdot \text{g SV}_{\text{adic}}^{-1}$ (EBNER et al., 2016), $231 \pm 8 \text{ ml NCH}_4 \cdot \text{g SV}_{\text{adic}}^{-1}$ (FENG et al., 2017). Os autores não esclareceram de qual sistema produtivo o dejetto foi coletado, e nem o tempo de retenção do dejetto na calha. Uma possível explicação para este aumento pode estar relacionado à dieta alimentar dos animais e a separação por lotes, conforme a produção de leite.

Quanto às curvas de produção diária, pode-se perceber que a maior produção está entre os dias 4 e 11, esta informação é válida para determinar o TRH mínimo que pode ser

aplicado a um reator contínuo ou semi-contínuo, sem que ocorra perda da produção por unidade de reator. Percebe-se também uma estabilidade e ou queda, entre os dias 2 e 3, indicando assim que houve um consumo rápido da fração orgânica dissolvida.

Com estes resultados pode se estimar que a produção de metano na base natural estaria próxima à $31,5 \text{ L}_{\text{NCH}_4} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Figura 2 – Média do potencial bioquímico de metano de cada amostra de dejetos bovino utilizado no estudo.



3.2 START-UP DE REATORES

Na figura 3, são apresentados os resultados da partida dos reatores PCS e PSS. A operação inicial feita com o TRH de 30 dias, e com uma carga aplicada de $1 \text{ g}_{\text{SV}} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, resultou em uma condição favorável quanto ao pH para os dois reatores (Figura 3a). Valores de pH próximos a 5,87 foram os menores registrados para a PSS, entre os 15 primeiros dias de operação, enquanto a PCS, se manteve dentro da neutralidade, durante todo o período de monitoramento.

Sobre a capacidade tampão, expressa como relação AI/AP, deve ser respeitada uma relação AI/AP dentro dos limites de 0,3 e 0,4 (KUNZ et al., 2019). A capacidade tampão expressa o equilíbrio dos íons dióxido de carbono e bicarbonato que fornece resistência a mudanças significativas e rápidas no pH (Feng et al., 2020).

Quanto a este parâmetro, para a PCS (Figura 3a) não apresentou desequilíbrio durante todo o período monitorado, ao final dos 90 dias, o valor da relação AI/AP era de 0,17. Wall e colaboradores (2014a), obtiveram resultados bem próximos (0,16), aplicando uma carga de $2,0 \text{ g}_{\text{SV}} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. No entanto, para PSS, a relação AI/AP se manteve acima da indicada pela literatura. Os valores se mantiveram altos nos primeiros 30 dias de operação, estando em 2,53 no oitavo dia de operação, e alcançando os valores de referência somente próximo ao dia 30 (0,32). Valores elevados para AI/AP estão quase sempre relacionados pela relação F/M

(*food/microorganism*), para Fang e colaboradores (2014), o acúmulo de AGV influencia a queda do pH e desequilíbrio no tamponamento do reator; esta condição é predominante até os AGV sejam consumidos para a produção de metano.

Quando a partida de reatores é feita com água (para verificação do funcionamento do reator quanto ao aquecimento e agitação) deve-se considerar os TRH's aplicados; em experimentos preliminares utilizando um TRH de 22 dias e partida com água, observou-se a acidificação do reator; observados os valores da relação AI/AP, estes estavam se mantendo entre 1,61 no início do experimento e com mais de 30 dias de operação o valor estava próximo a 3,32 e sem nenhuma produção de biogás. Neste estudo preliminar, foi verificado que os menores valores de pH registrados foram 6,11 e 6,14, podendo indicar que embora se tenha uma condição de acidez, o dejetto bovino exerceu o tamponamento parcial do meio.

Quanto à produção de biogás (Figura 3b), devido à configuração de partida do reator R2 este iniciou com uma produção registrada nula, pois alguns dias foram necessários até que ele alcançasse a condição anaeróbia. A produção de biogás foi estável durante o experimento estando próximo a média $0,50 L_N \cdot L_{reator} \cdot d^{-1}$, para a PCS, enquanto que a partida PSS teve uma produção aproximada de $0,35 L_N \cdot L_{reator} \cdot d^{-1}$. Provavelmente a diferença de produção, está ligada a relação F/M; quando a relação é alta, pode haver um desequilíbrio entre a hidrólise e a produção de metano, e quando a relação é baixa, o crescimento celular é limitado, afetando a produção de biogás e a ecologia microbiana (SAHA et al., 2018).

Saidu e colaboradores (2013), realizaram a partida de um reator com dejetto bovino e a produção de biogás foi de $0,41 L_N \cdot L_{reator} \cdot d^{-1}$, além deste resultado, o autor apresentou que a adição de óleo de palma, pode ser considerado um inóculo, uma vez que a produção de biogás é maior. Neste trabalho, a produção inicial da partida do reator PCO (reator em que foi utilizado inóculo mesofílico), foi semelhante à PCS, indicando assim que o dejetto bovino é um bom inóculo, e não necessita da adição de outros substratos para a condição de partida.

Oliveira (2018) estudou a partida de reatores do modelo CSTR alimentados com lodos suinícolas com as mesmas condições de partida deste estudo, observando maior rendimento de biogás para o reator usando partida com substrato. Sendo que, a produtividade para a mesma condição de partida de PSS foi de $0,76 L_N \cdot L_{reator} \cdot d^{-1}$, ao final de 80 dias. Além disso, o autor observou maior concentração de arqueas totais, e predominância do gênero *Methanosarcinales* (*Acetoclástica*) para o reator com a partida somente com substrato.

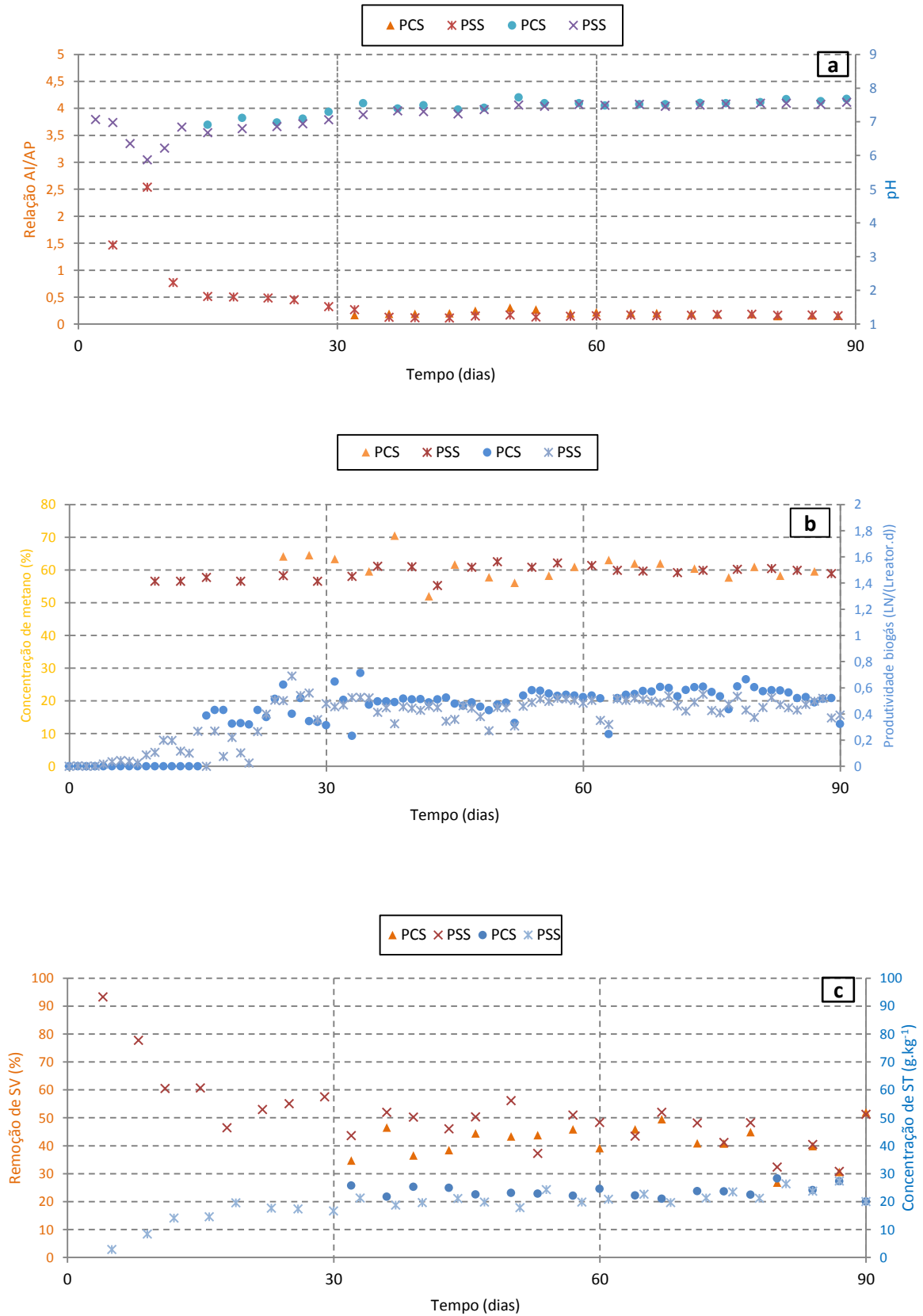
A concentração de metano para os dois reatores foi pouco variável, estando próximo a 60% durante todo o experimento. Rico e colaboradores (2011), operando reatores com dejetto bovino com diferentes configurações, obtiveram produções de biogás variadas, mas

concentrações de metano foram próximo à 67%. Goberna e colaboradores (2015), encontraram concentrações de metano próximas a este trabalho (62%), embora tenham aplicado estratégias diferentes no partida dos reatores.

Neste estudo, mesmo em condições iniciais severas, pode-se dizer que as comunidades metanogênicas tiveram uma adaptação, devido à estabilidade na produção de metano. Esta condição é influenciada pelo substrato, que possui uma comunidade metanogênica abundante, incluindo populações estabelecidas de acetoclásticas e hidrogenotróficas que se adaptaram facilmente às condições de mudança durante o período de partida (GOBERNA et al., 2015).

Sobre a remoção dos sólidos voláteis (Figura 3c), ao final do experimento a remoção foi de 51,8 e 51,1% para PCS e PSS, respectivamente. E a concentração de sólidos totais dentro de cada reator foi de $19,9 \text{ g.kg}^{-1}$ para os dois reatores, indicando assim que a utilização de 3 TRH's já são suficientes para que se tenha uma renovação completa do conteúdo do digestor (VDI, 2006).

Figura 3 – Monitoramento do pH, relação AI/AP, produtividade de biogás, concentração de metano, concentração de ST e remoção de SV durante os experimentos.



A quantificação de fibra bruta (FB) foi feita ao final de cada TRH dos experimentos, sendo apresentada na Tabela 4. Pode-se notar uma presença maior de fibras para a PCS, no TRH de 30, o que é considerado normal, devido ao fato da condição de partida onde o substrato estava mais concentrado e também por ter entrado em condição anaeróbia alguns dias após o início dos experimentos. Ao final do experimento pode-se perceber que a concentração de fibras era menor no reator PCS em relação ao PSS, possivelmente este resultado esteja associado a maior produção de biogás do reator PCS (maior degradação de fibras também). Para Pokój e colaboradores (2015), a remoção de fibras pode ser muito variável, dependendo do tipo de substrato; a variação possui uma ampla faixa (0% à 46% - com base no teor de lignina), influenciada pelo consorcio microbiano (celulolíticos e sacarolíticos). A amostragem de FB é realizada, pois este é o componente mais recalcitrante da DA, e caso haja um acúmulo de fibras não digeridas em áreas onde o sistema de agitação não é eficiente, pode haver a formação de “zonas mortas” dentro do digestor (FENG et al., 2020). A limitação na degradação de fibras da DA é devido às ligações entre as unidades de lignina, celulose e hemicelulose, desta forma uma quantidade considerável de material orgânico não é utilizado e a eficiência geral do processo é reduzida (TSAPEKOS et al., 2016).

Tabela 4 – Quantificação de fibra bruta (%) em cada reator.

Reator	30 dias	60 dias	90 dias
PCS	1,00	0,66	0,48
PSS	0,54	0,60	0,58

3.3 PROGRESSÃO DE CARGA

Na Tabela 5, são apresentados os dados de remoção de sólidos voláteis (SV), e da produção de metano, cada fase foi determinada em função da carga orgânica volumétrica (COV) aplicada. Os resultados mostram que, com o aumento da COV, a eficiência da remoção de SV é reduzida; o melhor índice de remoção de SV foi de 56,4% na COV 2,5 kgSV.m⁻³.d⁻¹, enquanto que o menor índice de remoção foi na COV 10,1 kgSV.m⁻³.d⁻¹, com uma remoção de 29,4%.

Quanto ao rendimento de metano (RM), é visto que os melhores índices estão nas COV's iniciais, onde a recuperação de metano esta próxima aos 80%. O melhor rendimento de metano foi de 0,244 kgSV.m⁻³.d⁻¹ na fase I, enquanto que o menor foi de 0,147 kgSV.m⁻³.d⁻¹ na fase XIV. Na medida em que a COV aumenta, a produtividade de metano no

reator diminui e a recuperação de metano também. Embora se tenha uma perda por kgSV de substrato adicionado ao reator, a produtividade de biogás por unidade de reator aumenta até a COV $10,1 \text{ kgSV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ($2,49 \text{ m}^3_{\text{N}} / (\text{m}^3_{\text{reator}} \cdot \text{d}^{-1})$), possibilitando assim a aplicação de um TRH mais curto, devido ao pico de produção estar entre os cinco dias iniciais, conforme indicado na Figura 2. A operação de reatores em baixa COV permite garantir uma produção estável de metano, no entanto, a aplicação de uma COV mais alta permite, em alguns casos, um aumento da eficiência por unidade de reator, sem comprometer o processo (ZIGANSHIN et al., 2016).

A aplicação de diferentes COV's, em reatores CSTR operados com dejetos bovinos, apresenta o ganho em produção de metano em cada uma delas, fato que permite estimar a geração anual em fazendas leiteiras, e suas possíveis oscilações; uma vez que devido ao período seco dos animais (período sem produção de leite, que antecede o parto) os estábulos tendem a abrigar uma quantidade menor de animais, e conseqüentemente uma quantidade menor de dejetos é gerado, fazendo com que a COV aplicada diminua e o TRH aumente.

Quando observado o fluxo de massa, em reatores CSTR, é perceptível que a vantagem é maior quando existe a implantação em série, do que um único CSTR. Um único reator possui uma distribuição do TRH distinto, que engloba o substrato que é eliminado diariamente do reator. Isso significa que o TRH nominal é apenas uma média e não nos diz nada sobre a distribuição do material descartado do reator ao longo do tempo (FENG et al., 2017).

O gerenciamento adequado da COV para reatores CSTR tem uma importância significativa, este cuidado evita flutuações na produção de metano, e mantém a estabilidade da digestão anaeróbia. Dada a composição química do substrato, a COV ótima é diferente para cada tipo de substrato (HASSAN et al., 2020). A definição da COV aplicada deve ser baseada nos parâmetros que definem a eficiência da digestão anaeróbia, nestes estão as bactérias, que possuem implicação direta no seu tempo de duplicação e quantidade de alimento disponível para consumo, categorizadas como acidogênicas e arqueas metanogênicas (LI et al., 2018). Além das bactérias responsáveis pelo processo, o requisito de alcalinidade (LI et al., 2019) e o excesso de nutrientes devem ser respeitados (JIANG et al., 2019).

A operação de reatores CSTR utilizando diferentes configurações de COV e TRH fornece informações ao modelo a ser aplicado, como usina independente ou poligeração (VILLARROEL-SCHNEIDER et al., 2020).

Tabela 5 – Eficiência do reator CSTR na redução de sólidos voláteis e recuperação de metano em diferentes condições operacionais.

Fase	Entrada de SV (g.kg ⁻¹)	Saída de SV (g.kg ⁻¹)	Redução de SV (%)	COV (kgSV.m ⁻³ .d ⁻¹)	PB (m ³ _N /(m ³ _{reat} or ⁻¹ .d ⁻¹))*	RM (m ³ _N .kgS V _{adic} ⁻¹)**	PBM (m ³ _N .kgS V _{adic} ⁻¹)	REC (%)***
I	22,42	11,81	47,1	1,0	0,44	0,244	0,293	83,2
II	33,64	15,38	51,1	1,5	0,63	0,231	0,293	78,8
III	44,85	21,49	52,4	2,0	0,86	0,240	0,293	81,9
IV	56,07	26,03	56,4	2,5	0,95	0,228	0,299	76,2
V	67,28	33,48	50,8	3,0	1,12	0,217	0,299	72,5
VI	78,50	40,81	50,1	3,5	1,20	0,205	0,299	68,5
VII	89,71	47,10	48,5	4,0	1,57	0,202	0,291	69,4
VIII	100,93	51,45	47,5	4,5	1,68	0,207	0,291	71,1
IX	112,14	60,32	46,8	5,0	1,83	0,206	0,291	70,7
X	116,47	66,15	43,3	5,5	2,00	0,202	0,291	69,4
XI	116,47	70,69	39,1	6,0	2,11	0,197	0,291	67,6
XII	116,47	73,46	36,2	6,8	2,21	0,182	0,291	62,5
XIII	116,47	80,50	30,9	8,3	2,43	0,159	0,291	54,6
XIV	116,47	81,88	29,4	10,1	2,49	0,147	0,291	50,5

*PB: Produtividade de biogás; **RM: Rendimento de metano; ***REC: Recuperação de metano.

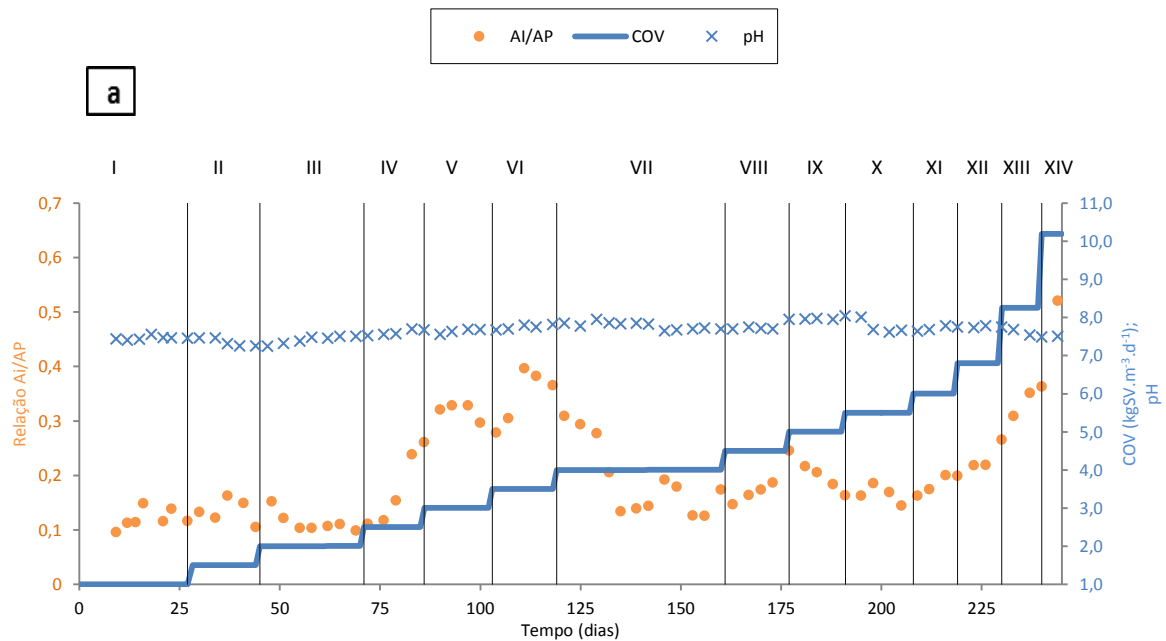
Os resultados apresentados na Figura 4a indicam que o pH se manteve estável, mesmo em COV's mais altas. Esta estabilização rápida indica a adaptação dos organismos metanogênicos durante o processo (WALL et al., 2014a).

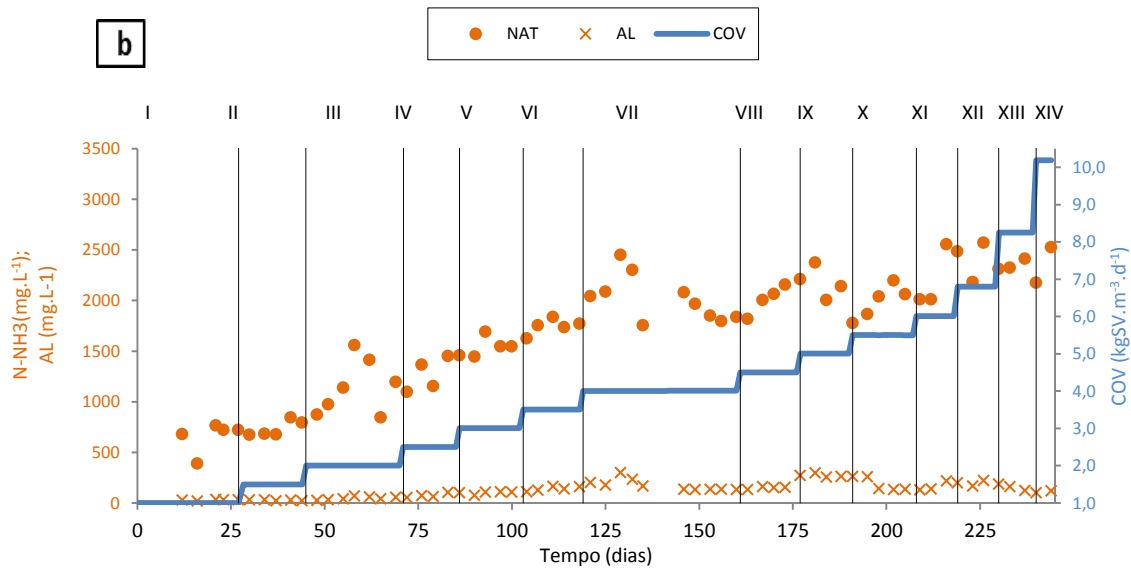
Quanto à relação AI/AP monitorada, percebe-se uma estabilidade em boa parte do experimento, alguns pontos mais elevados podem indicar que houve um choque de carga às arqueas metanogênicas. A maior elevação do parâmetro foi na fase XIV, onde foi registrado um valor próximo à 0,52, indicando a sobrecarga do sistema, e condição de estresse à comunidade microbiana (WALL et al., 2014b). Nesta mesma fase, a concentração de ácidos orgânicos de cadeia curta (ACC) foi a maior registrada durante todo o experimento (1113,9 e 797,0 mg.L⁻¹ para o ácido acético e propiônico, respectivamente). O acúmulo de ACC provoca o decaimento do pH, e pode causar inibição ou falha na digestão anaeróbia; a medida que os ACC são consumidos, o sistema tampão é retomado, e o pH, bem como a alcalinidade, começaram a aumentar (MENG et al., 2018). Embora tenha um acúmulo de ACC na fase XIV, não foi perceptível o decaimento do pH; a formação do nitrogênio amoniacal pode ter contribuído para o tamponamento do meio, devido a liberação do bicarbonato (ZHANG et al., 2013)

Ainda observando a Figura 4b, percebe-se que o nitrogênio amoniacal total (NAT), tem um aumento significativo, juntamente com o aumento da COV. A concentração de NAT inicial foi próxima de 386 mg.L^{-1} , e ao fim do experimento a concentração de NAT estava próxima à $2525,3 \text{ mg.L}^{-1}$. O aumento na concentração de NAT na DA ocorre porque parte do nitrogênio orgânico é convertido em NAT, algo em torno de 2/3 (JIANG et al., 2014). Segundo Procházka e colaboradores (2012), a concentração de NAT próximo as 3000 mg.L^{-1} pode ser toxica, ou causar a inibição total da DA, independente do pH do meio reacional.

Quanto à formação da amônia livre (AL), o máximo valor registrado foi $298,3 \text{ mg.L}^{-1}$ na fase VII. Segundo De Prá e colaboradores (2012), a concentração de AL é dada em função do pH e temperatura do meio. Neste estudo, a condição mesofílica (37°C) e o pH próximo entre 7,0 e 8,0, contribuíram para esta condição. Para alguns autores (NIELSEN e ANGELIDAKI, 2008), a AL próximo a 300 mg.L^{-1} já provoca a inibição na digestão anaeróbia, devido a alta permeabilidade da membrana celular das arqueas metanogênicas (RAJAGOPAL et al., 2013).

Figura 4 – Variação da relação AI/AP, pH e amônia em função da COV.





Na Tabela 6, estão apresentados os resultados de quantificação de fibra bruta em cada COV. É notável que à medida que o reator tem a progressão de carga aumentada, tem-se a diminuição da degradação de fibras; principalmente quando a diminuição do TRH é intensificada. El Achkar e colaboradores (2018), estudando a degradação de fibras do bagaço de uva, notaram que a redução na remoção de fibras é influenciada apenas em TRH's menores que 20 dias.

A quantia de fibras presente no digestato é um parâmetro importante a ser avaliado, sobretudo na digestão anaeróbia de dejetos da bovinocultura. Este parâmetro pode servir de base para indicar a possibilidade de aproveitamento destas fibras, uma vez que, a reciclagem das fibras do dejetos bovino é uma alternativa para o uso deste material na cama dos animais (PELAEZ-SAMANIEGO et al., 2017); embora o aproveitamento deste material necessite de um pré-tratamento, o custo com a compra de novos materiais pode ser evitado (LEACH et al., 2015).

Tabela 6 – Quantificação de fibra bruta (%) em relação à COV.

COV (kgSV.m ⁻³ .d ⁻¹)	1,0	1,5	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5	5,0	5,5	6,0	6,8	8,3	10,1
FB (%)	0,43	0,59	0,61	0,82	1,13	1,54	1,89	1,85	2,12	2,28	2,26	2,38	2,68	2,55

4 CONCLUSÃO

O potencial de geração de metano em fazendas leiteiras do tipo *free stall* pode ser favorecido conforme a alimentação dos animais e o manejo dos dejetos, neste estudo o PBM foi de $294 \text{ ml}_{\text{NCH}_4} \cdot \text{g}_{\text{SVadic}}^{-1}$.

A fase de *start up* é crucial para a DA, e pode ser comprovado que TRH's longos e aplicação de baixas COV's contribuem de maneira significativa para o sucesso da inicialização de reatores sem que seja necessária a adição de agentes tamponantes. Com base nos resultados de produtividade de biogás, entre as estratégias adotadas, ficou claro que a partida apenas com substrato foi bem sucedida, em relação a partida com água.

A aplicação da COV $10,1 \text{ kgSV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, pode contribuir para o aumento de produção de metano por unidade de reator, no entanto, os parâmetros do processo devem ser acompanhados cuidadosamente, para evitar inibição, entupimento ou falha. Tal aplicação diminui os custos de investimento e aumenta a viabilidade de projetos em fazendas leiteiras, uma vez que estas são descentralizadas e utilizam o digestato como fertilizante em áreas de pastagem e produção de feno, não necessitando o aproveitamento total do resíduo gerado.

5 REFERÊNCIAS

- Aguirre-Villegas, H.A., Larson, R.A., Sharara, M.A., 2019. Anaerobic digestion, solid-liquid separation, and drying of dairy manure: Measuring constituents and modeling emission. **Science of The Total Environment** 696, 134059.
- American Public Health Association [APHA]. 2012. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 22ed. APHA, Washington, DC, USA.
- Association of Official Analytical Chemists - AOAC. **Official methods of analysis**. 16a edition, v. 2, Arlington: AOAC; 1995.
- Barkema, H.W., von Keyserlingk, M.A.G., Kastelic, J.P., Lam, T.J.G.M., Luby, C., Roy, J.-P., LeBlanc, S.J., Keefe, G.P., Kelton, D.F., 2015. Invited review: Changes in the dairy industry affecting dairy cattle health and welfare. **Journal of Dairy Science** 98, 7426–7445.
- Braguglia, C.M., Gallipoli, A., Gianico, A., Pagliaccia, P., 2018. Anaerobic bioconversion of food waste into energy: A critical review. **Bioresource Technology** 248, 37–56.
- BRASIL. IBGE. **Pesquisa pecuária municipal 2018**. 2019. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/84/ppm_2018_v46_br_informativo.pdf>. Acesso em: 15 dez. 2019.
- Cestonaro do Amaral, A., Kunz, A., Radis Steinmetz, R.L., Scussiato, L.A., Tápparo, D.C., Gaspareto, T.C., 2016. Influence of solid–liquid separation strategy on biogas yield from a stratified swine production system. **Journal of Environmental Management** 168, 229–235.
- Costa, J.H.C., Hötzel, M.J., Longo, C., Balcão, L.F., 2013. A survey of management practices that influence production and welfare of dairy cattle on family farms in southern Brazil. **Journal of Dairy Science** 96, 307–317.
- De Prá, M.C., Kunz, A., Bortoli, M., Perondi, T., Chini, A., 2012. Simultaneous removal of TOC and TSS in swine wastewater using the partial nitrification process. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology** 87, 1641–1647.
- Ebner, J.H., Labatut, R.A., Lodge, J.S., Williamson, A.A., Trabold, T.A., 2016. Anaerobic co-digestion of commercial food waste and dairy manure: Characterizing biochemical parameters and synergistic effects. **Waste Management** 52, 286–294.
- El Achkar, J.H., Lendormi, T., Salameh, D., Louka, N., Maroun, R.G., Lanoisellé, J.-L., Hobaika, Z., 2018. Anaerobic digestion of grape pomace: Effect of the hydraulic retention time on process performance and fibers degradability. **Waste Management** 71, 137–146.
- Fang, W., Zhang, P., Zhang, G., Jin, S., Li, D., Zhang, M., Xu, X., 2014. Effect of alkaline addition on anaerobic sludge digestion with combined pretreatment of alkaline and high pressure homogenization. **Bioresource Technology** 168, 167–172.
- Feng, L., Perschke, Y.M.L., Fontaine, D., Nikolausz, M., Ward, A.J., da Rocha, U.N., Corrêa, F.B., Eriksen, J., Sørensen, P., Møller, H.B., 2020. Anaerobic digestion of co-ensiled cover crop and barley straw: Effect of co-ensiling ratios, manure addition and impact on microbial community structure. **Industrial Crops and Products** 144, 112025.
- Feng, L., Wahid, R., Ward, A.J., Møller, H.B., 2017. Anaerobic co-digestion of cattle manure and meadow grass: Effect of serial configurations of continuous stirred tank reactors (CSTRs). **Biosystems Engineering** 160, 1–11.
- Gautam, Dalal, R.S., Pathak, V., 2010. Indian dairy sector: Time to revisit operation flood. **Livestock Science** 127, 164–175.

- Goberna, M., Gadermaier, M., Franke-Whittle, I.H., García, C., Wett, B., Insam, H., 2015. Start-up strategies in manure-fed biogas reactors: Process parameters and methanogenic communities. **Biomass and Bioenergy** 75, 46–56.
- Hassan, M., Zhao, C., Ding, W., 2020. Enhanced methane generation and biodegradation efficiencies of goose manure by thermal-sonication pretreatment and organic loading management in CSTR. **Energy** 198, 117370.
- Jiang, A., Zhang, T., Zhao, Q.-B., Li, X., Chen, S., Frear, C.S., 2014. Evaluation of an integrated ammonia stripping, recovery, and biogas scrubbing system for use with anaerobically digested dairy manure. **Biosystems Engineering** 119, 117–126.
- Jiang, Y., McAdam, E., Zhang, Y., Heaven, S., Banks, C., Longhurst, P., 2019. Ammonia inhibition and toxicity in anaerobic digestion: A critical review. *Journal of Water Process Engineering* 32, 100899.
- Kafle, G.K., Chen, L., 2016. Comparison on batch anaerobic digestion of five different livestock manures and prediction of biochemical methane potential (BMP) using different statistical models. **Waste Management** 48, 492–502.
- Kunz, A., Steinmetz, R. L. R., Amaral, A. C. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato** - Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2019, 209 p.
- Leach, K.A., Archer, S.C., Breen, J.E., Green, M.J., Ohnstad, I.C., Tuer, S., Bradley, A.J., 2015. Recycling manure as cow bedding: Potential benefits and risks for UK dairy farms. **The Veterinary Journal** 206, 123–130.
- Li, Q., Yuwen, C., Cheng, X., Yang, X., Chen, R., Wang, X.C., 2018. Responses of microbial capacity and community on the performance of mesophilic co-digestion of food waste and waste activated sludge in a high-frequency feeding CSTR. **Bioresource Technology** 260, 85–94.
- Li, Y., Chen, Y., Wu, J., 2019. Enhancement of methane production in anaerobic digestion process: A review. **Applied Energy** 240, 120–137.
- Meng, X., Yu, D., Wei, Y., Zhang, Y., Zhang, Q., Wang, Z., Liu, J., Wang, Y., 2018. Endogenous ternary pH buffer system with ammonia-carbonates-VFAs in high solid anaerobic digestion of swine manure: An alternative for alleviating ammonia inhibition? **Process Biochemistry** 69, 144–152.
- Nacer, T., Hamidat, A., Nadjemi, O., 2016. A comprehensive method to assess the feasibility of renewable energy on Algerian dairy farms. **Journal of Cleaner Production** 112, 3631–3642.
- Nielsen, H.B., Angelidaki, I., 2008. Strategies for optimizing recovery of the biogas process following ammonia inhibition. **Bioresource Technology** 99, 7995–8001.
- Oliveira, G. B. de. Avaliação de duas estratégias de partida em biodigestores do tipo CSTR utilizando lodos de sistemas de tratamento de efluentes da suinocultura. 2018. 76 f. **Dissertação** (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2018.
- Pelaez-Samaniego, M.R., Hummel, R.L., Liao, W., Ma, J., Jensen, J., Kruger, C., Frear, C., 2017. Approaches for adding value to anaerobically digested dairy fiber. **Renewable and Sustainable Energy Reviews** 72, 254–268.
- Pokój, T., Bułkowska, K., Gusiatin, Z.M., Klimiuk, E., Jankowski, K.J., 2015. Semi-

continuous anaerobic digestion of different silage crops: VFAs formation, methane yield from fiber and non-fiber components and digestate composition. **Bioresource Technology** 190, 201–210.

Procházka, J., Dolejš, P., Máca, J., Dohányos, M., 2012. Stability and inhibition of anaerobic processes caused by insufficiency or excess of ammonia nitrogen. **Applied Microbiology and Biotechnology** 93, 439–447.

Qu, G., Lv, P., Cai, Y., Tu, C., Ma, X., Ning, P., 2020. Enhanced anaerobic fermentation of dairy manure by microelectrolysis in electric and magnetic fields. **Renewable Energy** 146, 2758–2765.

Rajagopal, R., Massé, D.I., Singh, G., 2013. A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia. **Bioresource Technology** 143, 632–641.

Rico, C., Rico, J.L., Muñoz, N., Gómez, B., Tejero, I., 2011. Effect of mixing on biogas production during mesophilic anaerobic digestion of screened dairy manure in a pilot plant. **Engineering in Life Sciences** 11, 476–481.

Saha, B., Sathyan, A., Mazumder, P., Choudhury, S.P., Kalamdhad, A.S., Khwairakpam, M., Mishra, U., 2018. Biochemical methane potential (BMP) test for *Ageratum conyzoides* to optimize ideal food to microorganism (F/M) ratio. **Journal of Environmental Chemical Engineering** 6, 5135–5140.

Saidu, M., Yuzir, A., Salim, M.R., Salmiati, Azman, S., Abdullah, N., 2013. Influence of palm oil mill effluent as inoculum on anaerobic digestion of cattle manure for biogas production. **Bioresource Technology** 141, 174–176.

SANTA CATARINA. **Lei no 17.542, de 12 de julho de 2018**. Institui a Política Estadual do Biogás e estabelece outras providências. Diário Oficial do Estado de Santa Catarina, Florianópolis, 13 jul. 2018. Disponível em: http://leis.ale.sc.gov.br/html/2018/17542_2018_lei.html Acesso em: 25 dez. 2019.

Steinmetz, R.L.R., Mezzari, M.P., da Silva, M.L.B., Kunz, A., do Amaral, A.C., Tápparo, D.C., Soares, H.M., 2016. Enrichment and acclimation of an anaerobic mesophilic microorganism's inoculum for standardization of BMP assays. **Bioresource Technology** 219, 21–28.

Tsapekos, P., Kougias, P.G., Frison, A., Raga, R., Angelidaki, I., 2016. Improving methane production from digested manure biofibers by mechanical and thermal alkaline pretreatment. **Bioresource Technology** 216, 545–552.

VDI-Society Energy and Environment. VDI 4630: **Fermentation of organic materials – characterization of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests**. 2006.

Villarroel-Schneider, J., Mainali, B., Martí-Herrero, J., Malmquist, A., Martin, A., Alejo, L., 2020. Biogas based polygeneration plant options utilizing dairy farms waste: A Bolivian case. **Sustainable Energy Technologies and Assessments** 37, 100571.

Wagner, A.O., Lins, P., Malin, C., Reitschuler, C., Illmer, P., 2013. Impact of protein-, lipid- and cellulose-containing complex substrates on biogas production and microbial communities in batch experiments. **Science of The Total Environment** 458–460, 256–266.

Wall, D.M., Allen, E., Straccialini, B., O’Kiely, P., Murphy, J.D., 2014a. Optimisation of digester performance with increasing organic loading rate for mono- and co-digestion of grass silage and dairy slurry. **Bioresource Technology** 173, 422–428.

- Wall, D.M., Allen, E., Straccialini, B., O’Kiely, P., Murphy, J.D., 2014b. The effect of trace element addition to mono-digestion of grass silage at high organic loading rates. **Bioresource Technology** 172, 349–355.
- Xing, B.-S., Han, Y., Wang, X.C., Cao, S., Wen, J., Zhang, K., 2020. Acclimatization of anaerobic sludge with cow manure and realization of high-rate food waste digestion for biogas production. **Bioresource Technology** 315, 123830.
- Zaied, B.K., Nasrullah, M., Siddique, M.N.I., Zularisam, A.W., Singh, L., Krishnan, S., 2020. Co-digestion of palm oil mill effluent for enhanced biogas production in a solar assisted bioreactor: Supplementation with ammonium bicarbonate. **Science of The Total Environment** 706, 136095.
- Zhang, C., Xiao, G., Peng, L., Su, H., Tan, T., 2013. The anaerobic co-digestion of food waste and cattle manure. **Bioresource Technology** 129, 170–176.
- Ziganshin, A.M., Schmidt, T., Lv, Z., Liebetrau, J., Richnow, H.H., Kleinsteuber, S., Nikolausz, M., 2016. Reduction of the hydraulic retention time at constant high organic loading rate to reach the microbial limits of anaerobic digestion in various reactor systems. **Bioresource Technology** 217, 62–71
- Zinare Mamo, T., Dutta, A., Jabasingh, S.A., 2019. Start-up of a pilot scale anaerobic reactor for the biogas production from the pineapple processing industries of Belgium. **Renewable Energy** 134, 241–246.