

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ**

**HÉLEN CAROLINE ZONTA ABILHÔA**

**POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS EM ESCALA DE BANCADA DE  
RESÍDUOS FLOTADOS DO ABATE E PROCESSAMENTO DE SUÍNOS**

**FRANCISCO BELTRÃO, PR**

**2023**

**HÉLEN CAROLINE ZONTA ABILHÔA**

**POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS EM ESCALA DE BANCADA DE  
RESÍDUOS FLOTADOS DO ABATE E PROCESSAMENTO DE SUÍNOS**

**Biogas production potential on a bench scale from flotated waste from suine  
slaughtering and processing**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental: Análise e Tecnologia Ambiental, como requisito para obtenção do título de mestre em Engenharia Ambiental: Análise e Tecnologia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Área de concentração: Meio Ambiente Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

Orientador(a): Marcelo Bortoli.

Coorientador(a): Airtton Kunz.

**FRANCISCO BELTRÃO, PR**

**2023**



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/)

Esta licença permite remixe, adaptação e criação a partir do trabalho, para fins não comerciais, desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es). Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.



HELEN CAROLINE ZONTA ABILHOA

**POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS EM ESCALA DE BANCADA DE RESÍDUOS FLOTADOS DO ABATE E  
PROCESSAMENTO DE SUÍNOS**

Trabalho de pesquisa de mestrado apresentado como requisito para obtenção do título de Mestre Em Engenharia Ambiental: Análise E Tecnologia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Área de concentração: Meio Ambiente.

Data de aprovação: 08 de Agosto de 2023

Dr. Marcelo Bortoli, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Marina Celant De Pra, - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Dra. Simone Damasceno Gomes, Doutorado - Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste)

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 09/08/2023.

## AGRADECIMENTOS

A Deus pelo dom da vida.

A minha mãe Lourdes por seu amor incondicional e apoio nas horas difíceis. Por ser meu porto seguro, não me deixar desistir mesmo quando tudo parecia sem sentido. E por ser meu exemplo de honestidade e de ser humano, além de minha melhor amiga.

Ao meu querido orientador e professor Dr. Marcelo Bortoli, agradeço não somente por ter aceitado me orientar, mas por todo seu incentivo, por sua confiança, pelos ensinamentos a mim passados, por sua imensa paciência para comigo, sua grandiosa ajuda e por sempre propiciar a mim, a oportunidade de aprender mais a cada dia. São pessoas como você, que nos impulsionam a ser bons profissionais e pessoas. Obrigada por tudo, você é sensacional!

Ao meu coorientador, Dr. Ricardo L. R. Steinmetz por sua atenção e colaboração, sua imensa paciência para comigo, sua grandiosa ajuda. Suas contribuições foram imprescindíveis para realização e sucesso deste trabalho. Você é demais!

Ao meu também coorientador, Dr. Airton Kunz, pela oportunidade de executar meu trabalho juntamente a sua equipe do LEAA, na Embrapa, e por sua valiosa ajuda.

A Dr<sup>a</sup> Fabiane G. Antes, por sua ajuda durante todo o período em que estive na Embrapa, tanto durante o estágio quanto agora durante o mestrado, obrigada.

A Dr<sup>a</sup> Cláudia Castro Bravo, amiga, professora, “mãe científica” e incentivadora, por toda sua contribuição, atenção, carinho e ajuda durante toda minha jornada acadêmica, muito obrigada.

A minha querida ex-coorientadora e professora Dr<sup>a</sup>. Ivane Benedetti Tonial, que nos deixou em abril desse ano, muito obrigada por todos os teus ensinamentos, sempre serás lembrada com carinho.

Às minhas colegas de Embrapa, Sinara e Geovana, pela parceria nos experimentos e imensurável ajuda com as análises durante o período de experimentação.

Aos meus amigos e irmãos de coração, com quem compartilhei minhas angústias e momentos de felicidade: Pamela, Marciéle, Tayoná, Gabriele, Paula, Maria H., Leila, Shay, Raquel, Gabriel B, Bruna.

Aos meus padrinhos queridos, Neri, Maria e Rosa, pelo apoio e incentivo nas horas difíceis, pelo amor e carinho de sempre.

Aos meus queridos amigos Laizi, Rogério e famílias Scatolin e da Silva por terem me acolhido como família, pelo carinho e cuidado, pelo apoio e por serem meu suporte e aconchego nas horas difíceis longe da família.

À Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Campus Francisco Beltrão, deixo aqui minha palavra de gratidão, obrigada por ter sido minha “casa” durante todos esses longos anos, obrigada UTF por ter me recebido de braços abertos no curso de Engenharia Ambiental e no PPGEA.

À Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa Suínos e Aves, pela honra de poder ter executado meu projeto em parceria com essa instituição renomada e com uma estrutura sem igual, obrigada.

Aos funcionários da Embrapa Suínos e Aves: Tere, Vanessa, Vick, Anildo, João, Sandra, e aos colegas de laboratório do LEAA, obrigada por sua ajuda.

Aos grupos de pesquisa dos quais faço parte integrante, DETECTA e GETRAT, obrigada pela oportunidade.

A todas as pessoas que de alguma forma me auxiliaram nessa caminhada e que porventura não tenham sido citadas; família e a todos os meus amigos de verdade, quero que saibam que reconheço tudo que fizeram por mim, a força que inculcaram no meu pensamento para que eu não desistisse, e o conforto em saber que nunca estarei só e serei sempre capaz de vencer por maiores que sejam as dificuldades, meu muito obrigada.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

“Você nunca alcança o  
sucesso verdadeiro a menos  
que você goste do que  
está fazendo.” (Dale Carnegie)

## RESUMO

ABILHÔA, Hélien Caroline Zonta. **Potencial de produção de biogás em escala de bancada de resíduos flotados do abate e processamento de suínos.**

A geração de resíduos na agroindústria é um problema ambiental crescente, e as alternativas para destinação desses resíduos vêm sendo estudadas amplamente. Diante disso, o aproveitamento energético do lodo flotado, originado na etapa de tratamento de efluentes de frigoríficos de abate de suínos, surge como opção de agregação de valor ao resíduo, pois, devido a composição rica em lipídeos e sólidos voláteis, esse pode ser utilizado como substrato para digestão anaeróbia e produção de biogás. Nesse cenário, amostras de flotado de duas indústrias, foram caracterizadas quanto ao potencial de geração de biogás, através do volume de biogás ou metano obtido por unidade de massa de sólidos voláteis consumidos. Após, foram avaliados 4 experimentos de partida de reatores anaeróbios agitados continuamente, alimentados com flotado, buscando reproduzir condições operacionais que seriam aplicáveis à escala plena. As duas amostras de flotado demonstraram bom potencial para produção de biogás (PBB), sendo que o maior PBB encontrado foi para amostra da empresa 2, que obteve  $1.110 \pm 154$  mLN de biogás/g<sub>SVad</sub> e 65% de metano. Os resultados demonstram a potencialidade, tendo em vista que a percentagem de metano foi superior a 65%. Já para a empresa 1 o PBB foi de  $565 \pm 98$  mLN de biogás/g<sub>SVad</sub> e 73% de metano. Os experimentos de partida dos reatores demonstraram que é necessário que haja aquecimento da biomassa do reator, bem como a utilização de inóculo, pois o substrato utilizado demonstrou possuir baixa capacidade de tamponamento. Com o decorrer do tempo, falhas no sistema podem vir a ocorrer, pois foi observado aumento na relação AI/AP e decréscimos no pH, bem como acúmulo de ácidos graxos voláteis ao longo do tempo do experimento. Uma elevação na relação alcalinidade intermediária/Alcalinidade parcial (AI/AP) de  $1,59 \text{ mg}_{\text{Hac}}.\text{mg}_{\text{CaCO}_3-1}$  foi observada no Experimento 4, com acúmulo de ácido acético após aumento de carga orgânica volumétrica (COV). A COV recomendada para esse tipo de substrato em reatores do tipo CSTR é de  $1,0 - 1,3 \text{ kg}_{\text{SV}}.\text{m}_{\text{reator}}^{-3}$ . Além disso, salienta-se que o uso de suplementação de alcalinidade por codigestão com dejetos apresenta-se como alternativa eficiente para recuperação de reatores em sobrecarga.

Palavras-Chave: flotados; biogás; partida; inóculo.

## ABSTRACT

ABILHÔA, Hélien Caroline Zonta. **Biogas production potential on a bench scale from floated waste from suine slaughtering and processing.**

The generation of waste in the agro-industry is a growing environmental problem, and alternatives for disposing of this waste have been widely studied. In view of this, the energetic use of flotation sludge from the effluent treatment stage of pig slaughterhouses has emerged as an option for adding value to this waste because, due to its composition rich in lipids and volatile solids, it can be used as a substrate for anaerobic digestion and biogas production. In this scenario, floatate samples from two industries were characterized for their potential to generate biogas, through the volume of biogas or methane obtained per unit mass of volatile solids consumed. Four start-up experiments of continuously stirred anaerobic reactors fed with floatate were then evaluated in an attempt to reproduce operating conditions that would be applicable at full scale. The two floatate samples showed good potential for biogas production (PBB), with the highest PBB found for the sample from company 2, which obtained  $1,110 \pm 154$  NmL of biogas/g<sub>SVad</sub> and 65% methane. The results demonstrate the potential, given that the percentage of methane was higher than 65%. For company 1, the PBB was  $565 \pm 98$  NmL of biogas/g<sub>SVad</sub> and 73% methane. The reactor start-up experiments showed that it is necessary to heat the reactor biomass and use inoculum, as the substrate used proved to have low buffering capacity. Over time, system failures may occur, as an increase in the AI/AP ratio and decreases in pH were observed, as well as an accumulation of Volatile Fatty Acids over the course of the experiment. An increase in the intermediate alkalinity/partial alkalinity (IA/PA) ratio of  $1.59 \text{ mg}_{\text{HAc}} \cdot \text{mg}_{\text{CaCO}_3}^{-1}$  was observed in Experiment 4, with acetic acid accumulating after increasing the volumetric organic load (VOC). The recommended VOC for this type of substrate in CSTR reactors is  $1.0 - 1.3 \text{ kg}_{\text{SV}} \cdot \text{m}_{\text{reactor}}^{-3}$ . In addition, the use of alkalinity supplementation through co-digestion with manure is an efficient alternative for recovering overloaded reactors.

Keywords: floated; biogas; start-up; inoculum.



## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Cadeia produtiva de carne suína: do melhoramento genético ao consumidor final .....	22
Figura 2 – Fluxograma simplificado das etapas do processo de abate de suínos com indicação a qual linha os resíduos da etapa pertencem .....	24
Figura 3 – Esquema da utilização da água em uma planta frigorífica de abate de suínos.....	26
Figura 4 – Principais origens dos efluentes advindos de frigoríficos de abate de suínos.....	27
Figura 5- Diagrama com a representação do tratamento convencional de efluentes em plantas frigoríficas .....	29
Figura 6 – Fluxograma das fases de um tratamento primário para a linha vermelha em uma planta frigorífica .....	31
Figura 7 – Imagem ilustrativa de um flotador à ar dissolvido (DAF) .....	34
Figura 8 – Fluxograma das quatro etapas do processo de digestão anaeróbia e produção de biogás .....	37
Figura 9 - Panorama da geração de energia elétrica com a fonte Biogás no Brasil .....	52
Figura 10 – Esquema de ensaios de PBB e PBM em tubos eudiômetros .....	56
Figura 11 - Foto de um dos reatores do tipo CSTR utilizados na experimentação .....	57
Figura 12 - Acompanhamento da relação AI/AP e pH durante as três fases do Experimento 2 – Com adição de inóculo, água e flotado .....	65
Figura 13 - Acompanhamento de Amônia e Amônia livre nas três fases do Experimento 2 – Com adição de inóculo, água e flotado .....	66
Figura 14 - Acompanhamento de sólidos do Experimento 2 – Com adição de inóculo, água e flotado .....	67
Figura 15 - Gráfico do rendimento de biogás e COV do experimento 2 – Com adição de inóculo, água e flotado .....	68
Figura 16 - Produtividade X COV do Experimento 2 – Com adição de inóculo, água e flotado .....	69
Figura 17 - Relação AI/AP e pH do Experimento 3 - Com inóculo, aquecimento gradual, suplementação de alcalinidade.....	71

<b>Figura 18 - Amônia e amônia livre do Experimento 3 - Com inóculo, aquecimento gradual, suplementação de alcalinidade.....</b>	<b>72</b>
<b>Figura 19 - Rendimento de biogás e COV do Experimento 3 - Com inóculo, aquecimento gradual, suplementação de alcalinidade.....</b>	<b>73</b>
<b>Figura 20 - Produtividade X COV do experimento 3 - Com inóculo, aquecimento, suplementação de alcalinidade.....</b>	<b>74</b>
<b>Figura 21 - Acompanhamento da relação AI/AP e pH do Experimento 4 - Com 10% de inóculo, adição de água da Lagoa anaeróbia e aquecimento gradual de temperatura.....</b>	<b>76</b>
<b>Figura 22 - Espécies de ácidos graxos voláteis e AI/AP apresentadas no Experimento 4 - Com 10% de inóculo, adição de água da Lagoa anaeróbia e aquecimento gradual de temperatura .....</b>	<b>77</b>
<b>Figura 23 - Acompanhamento de amônia e Amônia Livre da saída do Experimento 4 - Com 10% de inóculo, adição de água da Lagoa anaeróbia e aquecimento gradual de temperatura .....</b>	<b>79</b>
<b>Figura 24 - Rendimento de biogás X COV do Experimento 4 - Com 10% de inóculo, adição de água da Lagoa anaeróbia e aquecimento gradual de temperatura.....</b>	<b>80</b>
<b>Figura 25 - Produtividade X COV do Experimento 4 - Com 10% de inóculo, adição de água da Lagoa anaeróbia e aquecimento gradual de temperatura .....</b>	<b>81</b>
<b>Figura 26 - Rendimento, Produtividade, COV do Experimento 4 - Com 10% de inóculo, adição de água da Lagoa anaeróbia e aquecimento gradual de temperatura.....</b>	<b>82</b>
<b>Figura 27 - Quantidade de CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub> em relação a COV do Experimento 4 - Com 10% de inóculo, adição de água da Lagoa anaeróbia e aquecimento gradual de temperatura .....</b>	<b>83</b>
<b>Figura 28 - Acompanhamento dos sólidos do Experimento 4 - Com 10% de inóculo, adição de água da Lagoa anaeróbia e aquecimento gradual de temperatura.....</b>	<b>84</b>

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Premissa de cálculo para produção de Biogás no Brasil de acordo com diferentes fontes de proteínas .....	20
Tabela 2 - Relação AI/AP e condição esperada para a operação de um reator anaeróbio .....	40
Tabela 3 - Análises realizadas, frequência analítica e metodologia utilizada ....	59
Tabela 4 - Caracterização das amostras dos flotados quanto a concentração de ST, SV, SF, relação SV/ST, EE e N .....	60
Tabela 5 - Potencial de produção de biogás (PBB), Potencial de produção de metano (PBM) e porcentagem de CH <sub>4</sub> para flotado da Empresa 1 .....	61
Tabela 6 - Potencial de produção de biogás (PBB), Potencial de produção de metano (PBM) e porcentagem de CH <sub>4</sub> para flotado da Empresa 2 .....	62

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABPA	Associação Brasileira de Proteína Animal
AGCL	Ácidos graxos de cadeia longa
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
AL	Amônia Livre
AI/AP	Relação entre Alcalinidade Intermediária e Alcalinidade Parcial
BLC	Biodigestor de lagoa coberta
CO	Carbono Orgânico
COT	Carbono Orgânico Total
COV	Carga Orgânica Volumétrica
CSTR	Reator de tanque agitado contínuo
DA	Digestão Anaeróbia
DAF	Flotação por ar dissolvido (do inglês: <i>diffused air flotation</i> )
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
ETE	Estação de tratamento de efluentes
GNV	Gás Natural Veicular
MBR	Biorreator de membrana reversa
NAT	Nitrogênio Amoniacal Total
NT	Nitrogênio total
OR	Osmose reversa
pH	Potencial hidrogeniônico
PBB	Potencial Bioquímico de Biogás
PBM	Potencial Bioquímico de Metano
PT	Fósforo Total
RPM	Rotações por minute
SAG	Sistema Agroindustrial
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
ST/SV	Relação entre Sólidos Totais e Sólidos Voláteis
TRH	Tempo de retenção hidráulica
TRS	Tempo de retenção de sólido

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>15</b>
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	<b>18</b>
<b>2.1 Objetivo Geral</b> .....	<b>18</b>
<b>2.2 Objetivos específicos</b> .....	<b>18</b>
<b>3 JUSTIFICATIVA</b> .....	<b>19</b>
<b>4 REVISÃO DA LITERATURA</b> .....	<b>21</b>
<b>4.1 Produção de suínos no Brasil</b> .....	<b>21</b>
<b>4.2 Abate de suínos</b> .....	<b>23</b>
<b>4.3 O abate de suínos em plantas frigoríficas</b> .....	<b>23</b>
<b>4.4 Tratamento de efluentes</b> .....	<b>25</b>
4.4.1 Principais características dos efluentes de uma planta frigorífica envolvendo abate de suínos .....	26
4.4.2 Processos de tratamento dos efluentes de plantas frigoríficas de abate de suínos .....	27
4.4.3 Tratamentos Convencionais .....	28
<b>4.5 Flotados</b> .....	<b>29</b>
4.5.1 Processos unitários de separação sólido-líquido .....	31
4.5.2 Oportunidades para agregação de valor .....	35
4.5.3 Geração de biogás .....	36
4.5.4 Etapas do processo da geração de biogás .....	36
<b>4.6 Fatores que influenciam a digestão anaeróbia e produção de biogás</b> .....	<b>38</b>
4.6.1 Temperatura .....	39
4.6.2 pH – relação AI/AP .....	39
4.6.3 Alcalinidade .....	41
4.6.4 Tempo de retenção hidráulica .....	41
4.6.5 Carga orgânica volumétrica (COV) .....	42
4.6.6 Nitrogênio amoniacal – amônia livre e acúmulo de ácidos graxos voláteis .....	42
4.6.7 Degradação anaeróbia de compostos gordurosos .....	45
<b>4.7 Ensaio de potencial bioquímico de biogás (PBB) e de metano (PBM)</b> .....	<b>46</b>
<b>4.8 Digestores anaeróbios</b> .....	<b>47</b>
<b>4.9 Panorama da geração de energia elétrica com a fonte Biogás</b> .....	<b>49</b>
4.9.1 Identificação dos cenários de uso do biogás .....	50
<u>4.9.1.1 Cenário1 – uso como energia térmica</u> .....	<u>50</u>
<u>4.9.1.2 Cenário 2 – uso como energia elétrica</u> .....	<u>51</u>
<u>4.9.1.3 Cenário 3 – uso como combustível veicular</u> .....	<u>53</u>

4.9.1.4 Cenário 4 – aproveitamento do CO <sub>2</sub> para processo de insensibilização dos animais no abate .....	53
<b>5 MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>55</b>
5.1 Caracterização dos flotados.....	55
5.2 Reatores do tipo CSTR .....	56
5.3 Partida dos reatores CSTR com Flotado de DAF de frigorífico de abate de suínos.....	57
5.4 Métodos analíticos .....	59
5.5 Medições da quantidade e qualidade do biogás .....	59
<b>6 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>60</b>
6.1 Caracterização dos flotados.....	60
6.2 Quantidade e qualidade do biogás gerado .....	61
6.3 Experimentos preliminares para avaliação da partida de processo.....	63
6.3.1 Experimento 1 – sem adição de inóculo.....	63
6.3.2 Experimento 2 – Com adição de inóculo, água e flotado .....	64
6.3.3 Experimento 3 – Com inóculo, água da lagoa anaeróbia, aquecimento gradual COV 0,5 .....	70
6.3.4 EXPERIMENTO 4 – Com adição de 10% de inóculo, água da Lagoa anaeróbia e aquecimento gradual.....	74
<b>7 CONCLUSÃO .....</b>	<b>85</b>
<b>PREVISÃO DE TRABALHOS FUTUROS .....</b>	<b>86</b>
<b>REFERENCIAS.....</b>	<b>87</b>

## 1 INTRODUÇÃO

De acordo com dados divulgados pela EMBRAPA (2017), aproximadamente 5,9% do Produto Interno Bruto (PIB) brasileiro é proveniente da agroindústria. Na agroindústria tem-se o beneficiamento, a transformação de produtos e o processamento de matérias-primas provenientes da agropecuária, a relação entre matéria prima e produto promovem integração entre o meio rural e a economia. Com base nessa integração entre a agroindústria e economia, surgiu a pesquisa agropecuária que vem contribuindo na melhoria da qualidade de produtos agroindustriais, além de oferecer soluções tecnológicas inovadoras e possuir grande impacto nesse meio.

O aumento na demanda mundial por alimentos, vem impulsionando a expansão da agroindústria, fator que gera em paralelo grande volume de resíduos, que por sua vez, ocasionam sérios problemas relacionados a poluição do solo, águas superficiais e subterrâneas, quando não manejados e tratados adequadamente (MATOS, 2007). Tal fato seve como gatilho ativador para a busca e desenvolvimento de novas tecnologias voltadas a sustentabilidade.

Dentro das áreas da agroindústria, temos a agroindústria suinícola. A agroindústria Suinícola é caracterizada por conter em sua formação vários segmentos, entre eles, o segmento primário (sistemas de criação de animais) e o segmento industrial de abate e processamento de carne (ROCHA, 2018). No segmento industrial, o processamento da carne suína é executado pelas chamadas indústrias de primeira transformação, que cuidam do abate e dos cortes dos animais.

O impacto ambiental negativo, ante a quantidade de efluentes produzidos por esses segmentos da agroindústria suinícola, que apresentam efluentes e outros resíduos com elevado potencial poluidor de solos, ar e de recursos hídricos, é preocupante (ROCHA, 2018). Os aspectos e impactos ambientais relacionados ao manejo e tratamento inadequado desses efluentes oriundos do abate e processamento, estão apresentando-se como cada vez mais relevantes, uma vez que os principais problemas ambientais resultantes dessa atividade econômica são o elevado consumo de água, a geração de efluentes com alta carga orgânica e uso intensivo de energia (CREMONINI, *et. al.*, 2018).

Diante do cenário mundial tangente à preservação do meio ambiente, às normas relacionadas ao tratamento de efluentes tiveram pareceres mais cabais,

abrangendo órgãos federais, estaduais e municipais, seguindo a hierarquia descrita. Entretanto, ainda assim, essas continuam muito aquém do que deveriam, abrindo prerrogativas para que muitas indústrias permaneçam operando de forma inadequada e desta maneira continuem emitindo agentes poluidores e causando impactos negativos ao meio ambiente (ALBERGUINI *et al.*, 2005).

As indústrias devem devolver ao ambiente a água que é utilizada em seus processamentos com boa qualidade, ou seja, precisam tratar os efluentes gerados durante todo seu processo de produção (SANTANA; PAWLOWSKI, 2003, CONAMA 430). Os tratamentos podem ser realizados utilizando-se sistemas de gradeamento, peneiramento, tanques de equalização, flotores (DAMASCENO, 2009), sistemas convencionais de lagoas, filtros biológicos (SILVA; EYNG, 2013), coagulação/floculação utilizando coagulantes naturais ou químicos (LUCYK *et al.*, 2015), micro e ultrafiltração (FAPPI, 2015), entre outros.

No tratamento dos efluentes oriundos do abate e processamento de suínos, tem-se duas diferentes linhas a que são destinados os efluentes, a linha vermelha e a linha verde. A linha verde é a responsável por receber efluentes dos estabelecimentos sanitários, lavanderias, refeitórios, purgas de caldeiras, compressores e torres evaporativas (alto grau de contaminação biológica). Já a linha vermelha é composta majoritariamente por conteúdo proteico e gorduroso (sangue, vísceras, gorduras, entre outros) (CREMONINI, *et al.*, 2018).

Os efluentes da linha vermelha possuem grande carga orgânica e necessitam de tratamento adequado. Dentre as etapas de tratamento do efluente produzido nas agroindústrias de abate de suínos, o lodo (fração flotada rica em gordura) que resulta da etapa de flotação, se destaca por suas características físico-químicas, como por exemplo, alto teor de gorduras (AGUILAR *et al.*, 2002).

O lodo flotado proveniente de resíduos de abatedouro de suínos, possui composição variada e a falta de conhecimento acerca de sua composição, acarreta na contaminação do ar, dos corpos hídricos e do solo (PEDROSA *et al.*, 2013). Diante disso, diversos autores vêm realizando estudos acerca da composição de materiais orgânicos, visando a utilização dos mesmos como fertilizante orgânico. Além disso, esses estudos vêm sendo realizados a fim de identificar o real potencial de contaminação e ponderar alternativas viáveis para aproveitamento dos mesmos (RAMIRES *et al.*, 2021).



O flotado possui como destinação habitual os aterros industriais, ou ainda alternativamente, pode passar por compostagem e ser utilizado como composto orgânico na agricultura. Mas para que essa segunda opção seja utilizada, faz-se necessário a utilização de tratamento térmico, seguido por uma etapa de centrifugação para extração de água e óleos presentes no mesmo. Entretanto, quando o flotado apresenta altas quantidades de metais pesados, seu uso como fertilizante é muitas vezes inviabilizado (GARCIA, *et al.* 2016). Devido as suas características e composição variada, os flotados coletados no sistema DAF (flotação por ar dissolvido), podem ser utilizados na digestão anaeróbia como substrato na produção de biogás. O biogás, um gás inflamável composto majoritariamente por CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>, é oriundo da decomposição anaeróbia da matéria orgânica, e é produzido por meio da ação de bactérias fermentadoras e archeas metanogênicas.

O biogás é uma fonte energética renovável e sustentável e é considerado uma alternativa eficiente e barata aos recursos fósseis (FIGUEIREDO, *et. al.*, 2012). Além disso a transformação da matéria orgânica em biogás traz valor econômico ao processo de digestão anaeróbia (DA). Além das vantagens econômicas, a transformação dos resíduos orgânicos em biogás também traz benefícios ambientais. Isso porque a utilização do CH<sub>4</sub> reduz os efeitos causados por sua liberação na atmosfera quando transformado em CO<sub>2</sub>. Além disso, a decomposição dos materiais orgânicos também reduz a quantidade de resíduos sólidos despejados na natureza. O reaproveitamento dos efluentes oriundos de frigoríficos suínícolos, quando reaproveitados e tratados de maneira correta, passam de passivo ambiental para ativo financeiro (RAMIRES *et al.*, 2021).

Para Amaral *et. al.* (2014), a utilização de DA apresenta-se como uma excelente alternativa, pois além de reduzir a poluição (pelo abate de carbono) e contaminação do ciclo produtivo, promove a geração do biogás, utilizado como fonte de energia térmica, mecânica e elétrica, permitindo ainda a utilização do resíduo final como biofertilizante.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

Produzir biogás a partir de lodo flotado de frigorífico de abate de suínos, avaliando o potencial de geração de biogás desses resíduos e a produtividade em reatores contínuos, variando-se as condições de partida

### **2.2 Objetivos específicos**

- Caracterizar o substrato oriundo da flotação, afim de determinar a capacidade do substrato para digestão anaeróbia;
- Avaliar o potencial bioquímico de metano de lodo flotado, oriundo de diferentes frigoríficos para produção de biogás, com o intuito observar a qualidade do gás gerado;
- Identificar a melhor estratégia para partida de reatores CSTR em diferentes condições iniciais;
- Avaliar a capacidade dos reatores CSTR de suportar progressões de carga (COV);
- Avaliar o rendimento e produtividade dos reatores alimentados com flotado de agroindústria de abate e processamento de suínos.

### 3 JUSTIFICATIVA

As laborações pecuárias, produção, beneficiamento, transformação e valorização dos produtos provenientes da agricultura e pecuária no Brasil é uma das principais atividades econômicas do país, representando mais de 21% do PIB e gerando 1 a cada 3 empregos no país (ABiogás, 2021). Como os resíduos agroindústrias e agropecuários, apresentam grande concentração de matéria orgânica sua destinação incorreta ou lançamento em corpos hídricos, pode ocasionar danos ambientais, sendo que os mais importantes estão relacionados com o uso da água e a contaminação dos recursos hídricos. De acordo com Matos (2007), a cadeia produtiva de suínos é responsável por grande carga da poluição do solo e água nas áreas rurais, levando-se em consideração que sua exploração comercial se dá de forma confinada e em razão da quantidade de efluentes e resíduos gerados, bem como de seu potencial poluidor.

Apesar de sua importância econômica e na geração de empregos, o setor também é um dos mais impactantes na geração de resíduos. Dentre os impactos ambientais causadas pelas atividades frigoríficos (processo de abate de suínos), podemos pode-se citar o elevado consumo de água e a geração de efluentes líquidos com alto potencial poluidor (Hu, Cheng e Tao 2017). De acordo com Kunz (2006), um suíno de aproximadamente 90 kg gera de 2,8 a 2,9 kg de esterco/dia.

Os efluentes gerados pelo processo de abate e processamento de suínos são constituídos por dejetos, vômitos, conteúdo estomacal e intestinal, ossos, pele e gordura, além disso possuem alta demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO), e quantidade de sólidos (MATOS, 2007). Portanto, o levantamento do potencial para geração de biogás, merece destaque na indústria de abate e processamento de suínos, devido a este setor estar em ritmo acelerado de desenvolvimento (FIGUEIREDO, *et. al.*, 2012). A digestão anaeróbia (DA) apresenta-se como uma das alternativas para o tratamento dos efluentes oriundos de dejetos e do processo de abate de suínos. A DA visa reduzir significativamente a emissão de gases poluentes na atmosfera, minimizando seus impactos nocivos ao meio ambiente (OLIVEIRA, SOUZA e FRANCISCO, 2017).

Durante o processo da DA, é produzido o biogás, que é uma mistura gasosa composta majoritariamente por gás carbônico (CO<sub>2</sub>) e metano (CH<sub>4</sub>), e que pode ser utilizado na geração de energia. A geração de energia por meio do biogás reduz

significativamente a emissão de gases do efeito estufa (GEE), quando comparada ao uso de combustíveis fósseis. Além disso, a sua queima converte o metano em dióxido de carbono, sendo que este é considerado cerca de 23 vezes menos poluente (OLIVEIRA, SOUZA e FRANCISCO, 2017). O uso do efluentes e dejetos suínos na geração de energia elétrica, térmica e como biofertilizante para as propriedades, apresenta-se como alternativa promissora no que tange a respeito da redução da contaminação de corpos de água e preservação do ecossistema (OLIVEIRA, SOUZA e FRANCISCO, 2017).

O estudo de autoria de Elisio Contini e Adalberto Aragão, da Secretaria de Inteligência e Relações Estratégicas da Embrapa (Sire) (2021), mostrou que em quantidade de carnes exportadas, em 2020, o Brasil ocupou o segundo lugar com 7,4 milhões de toneladas, significando 13,4% do total mundial, ficando atrás apenas dos Estados Unidos com 14,8%. Tornando esse um setor de grande relevância também para a produção do biogás. Para os cálculos do potencial do setor de dejetos podemos considerar as seguintes premissas (Tabela 1):

**Tabela 1- Premissa de cálculo para produção de Biogás no Brasil de acordo com diferentes fontes de proteínas**

<b>Dejetos animais</b>		
<b>Dados</b>	<b>Teor de Sólidos kgsv/(ano.un)</b>	<b>Rendimento de Biogás Nm<sup>3</sup>/tonsv</b>
Bovinos de corte	316,83	383,33
Vaca leiteira	1959,35	350
<b>Suínos</b>	<b>125,5</b>	<b>733,3</b>
Aves poedeiras	265,90	534,13

**Fonte: adaptado de ABiogás (2021).**

Diante do exposto acima, nota-se a importância do estudo do potencial de produção de biogás, dos resíduos e efluentes gerados durante o abate e processamento de suínos. Pois, quando não tratados da maneira correta, causam grande impacto no meio ambiente. Além disso com a utilização do flotado na DA, pode-se transformar esse passivo ambiental em ativo econômico, transformando essa grande quantidade de matéria orgânica em energia (biogás), e ainda utilizar o digestato oriundo da DA, como fertilizante.

## 4 REVISÃO DA LITERATURA

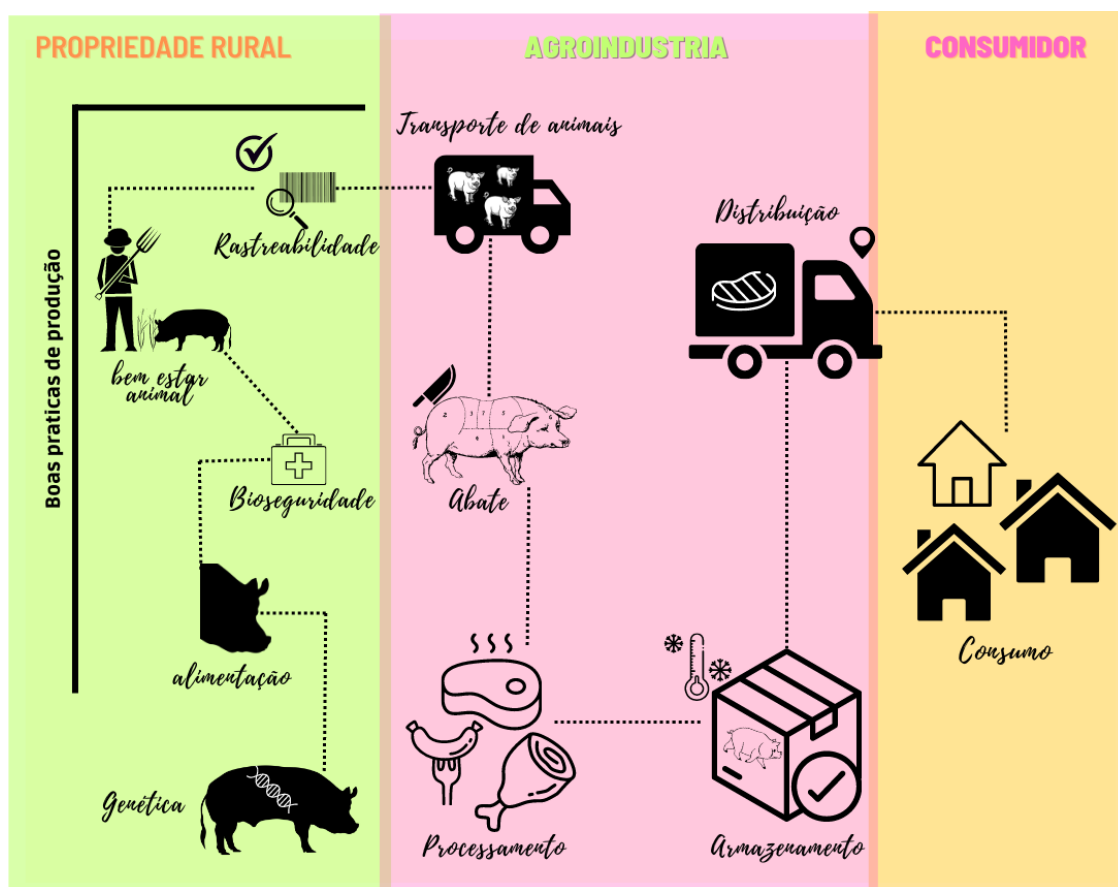
### 4.1 Produção de suínos no Brasil

A carne suína é a segunda proteína animal mais consumida do mundo (GUIMARÃES, *et al.*, 2017). Em terceiro lugar está o consumo da carne frango e, em quarto, o da carne bovina. De acordo com ABPA (2022) o consumo e exportação de carne suína brasileira, concentra-se majoritariamente na China (50,7%), sendo que em 2021 cerca de 47% da exportação brasileira destinou-se a esse mercado. Apesar de motivos religiosos (principalmente muçulmanos, hindus, judeus e adventistas) levarem uma parcela da população mundial a não consumir carne suína, tem-se observado um crescimento gradativo de seu consumo, o que apresenta boas perspectivas para o Brasil no mercado internacional (CUSTÓDIO, *et al.*, 2017). De acordo com a OECD/FAO (2021), o consumo de carne suína tende a aumentar 13,1% até o ano de 2030.

O sistema agroindustrial (SAG) caracteriza-se como um conjunto de atividades produtivas integradas e interdependentes, e o sistema agroindustrial suinícola, é composto por indústrias produtoras de insumos (ração, vacinas, medicamentos, equipamentos e genética), granjas (criação de animais), agroindústria (abatedouros/frigoríficos), indústria de alimentos, distribuidores (atacado e varejo) e consumidores finais (LINK, 2018).

Caminhando paralelamente ao sistema agroindustrial temos a pesquisa agropecuária, que atua em todos os segmentos da cadeia. E seguindo as normas de produção, sanidade e inspeção definidas pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), a pesquisa têm o papel de apoiar o produtor e a agroindústria na busca por soluções e tecnologias que visem garantir uma carne de qualidade. Na Figura 1 observa-se a cadeia produtiva de suínos.

Figura 1 - Cadeia produtiva de carne suína: do melhoramento genético ao consumidor final



Fonte: adaptado de Grings, 2021.

De acordo com a ABPA (2022), o Brasil exporta carne suína para 86 países, são cerca de 1,137 milhões de toneladas de carne exportada no ano de 2021, com um valor bruto de produção de 31,3 bilhões, e uma produção de 4,701 milhões de toneladas para o mesmo ano. Em resumo, 24,19% da carne suína brasileira foi destinada para exportação, enquanto 75,81% foram destinadas ao mercado interno (ABPA, 2022).

O Brasil é o quarto maior produtor e exportador de carne suína mundial, ficando atrás somente da União Européia, EUA e Canadá. O desempenho do Brasil é significativo quando comparado com a média mundial e essa trajetória está fundamentada em mudanças organizacionais e no contínuo incremento tecnológico (ABPA, 2022). Dados de 2017 apontaram a Região Sul como a principal responsável pela produção nacional, apresentando 67% dos abates fiscalizados (GUIMARÃES, et al., 2017).

Outro fator bastante importante é a alimentação dos animais, tendo em vista que esse é o componente mais dispendioso na produção de suínos (ZARDO; LIMA, 1999; DIAS *et al.*, 2011; GOES *et al.*, 2013). O manejo da produção é também parte essencial na garantia da qualidade da carne, pois nele compreendessem a incorporação de metodologias, os processos, produtos e tecnologias utilizadas no processo produtivo (EMBRAPA, 2017).

#### **4.2 Abate de suínos**

O abate de suínos no Brasil bateu recorde no ano de 2021 atingindo 4,701 milhões de toneladas, de acordo com dados da ABPA (Associação Brasileira de Proteína Animal), esse é o maior número em produção desde o ano de 2010 (ABPA, 2022).

De acordo com pesquisas realizadas pelo IBGE, Santa Catarina manteve a liderança no abate de suínos em 2021, com 28,4% do abate nacional, seguido por Paraná (20,3%) e Rio Grande do Sul (17,5%) (IBGE, 2022). Ainda segundo dados do IBGE, no 4º trimestre de 2021, foram abatidas 13,38 milhões de cabeças de suínos, aumento de 6,5% em relação ao mesmo período de 2020. Ao realizar uma comparação mensal, nota-se que os melhores resultados de abate de suínos ocorreram nos meses de outubro, novembro e dezembro, (IBGE, 2022).

#### **4.3 O abate de suínos em plantas frigoríficas**

Os investimentos na cadeia suinícola brasileira demonstram o futuro promissor deste segmento, e a grande articulação entre os diferentes agentes que a compõem (RODRIGUES *et al.*, 2009). E as tecnologias de produção de animais utilizadas atendem aos mais exigentes padrões de qualidade, e garantem alta qualidade genética e sanitária. Na maioria das plantas frigoríficas, os suínos são abatidos em processos altamente tecnológicos, que garantem a qualidade do produto final. Devido a isso, o Brasil é considerado o país produtor e exportador de carne suína, com melhor status sanitário, e de acordo com a OMS é livre de uma série de enfermidades (GRINGS, 2021).

O abate e processamento de animais para consumo humano no Brasil, é regido pela legislação brasileira que determina que o abate e processamento devem ser realizados em estabelecimentos registrados e submetidos a inspeção sanitária oficial,

a qual poderá ser a nível municipal, estadual, federal ou interestadual, e dependendo de suas condições, este poderá ser habilitado para exportação (GRINGS, 2021). Abaixo na Figura 2, podemos observar um fluxograma simplificado de abate de suínos.

Figura 2 – Fluxograma simplificado das etapas do processo de abate de suínos com indicação a qual linha os resíduos da etapa pertencem



Fonte: autoria própria (2023)



#### 4.4 Tratamento de efluentes

Durante os processos industriais há uma grande demanda água em praticamente todas as fases. Os processos industriais, ocupam a segunda posição no consumo total de água com 22%, e são considerados um dos principais responsáveis pela poluição das águas, devido ao lançamento incorreto de seus efluentes nos corpos hídricos quando não corretamente tratados (DE ALMEIDA NASCIMENTO, *et al.*, 2011). Grande parte dos efluentes ou águas residuárias, possuem altas concentrações de matéria orgânica, portando, causando assim grandes danos ao meio ambiente (BUSTILLO-LECOMPTE *et al.*, 2014).

As águas residuárias ou efluentes, oriundos do processamento e abate de suínos contêm grande quantidade de sangue, gordura, excrementos, entre outros, caracterizando-o como um efluente com elevada concentração de matéria orgânica. De acordo com a UNEP (2000), de 80 a 95% da água consumida se tornam efluentes, que contém além de elevada carga orgânica, elevadas concentrações de sais (sódio), fosfatos e nitratos, que são provenientes dos dejetos suínos e dos conteúdos estomacais. Estes efluentes quando dispostos de maneira inadequada e sem tratamento, acabam por causar diversos danos ao meio ambiente, pois podem propiciar o aparecimento de focos de proliferação de insetos, agentes infecciosos e eutrofização (DE ALMEIDA NASCIMENTO, *et al.*, 2011).

Na atividade de processamento e abate de suínos, ou também chamada de atividade frigorífica, a água é utilizada em todos os processos desde os sanitários, refeitórios, área administrativa, higienização de todas as áreas, de instrumentos e equipamentos. Além de ter grande importância para os momentos antes e durante o processo de abate, gerando conseqüentemente grandes volumes de efluentes, os quais necessitam de controle e tratamento, pois podem ocasionar grandes impactos ambientais (DE ALMEIDA NASCIMENTO, *et al.*, 2011)

O reuso de águas ou o reaproveitamento dos efluentes, vem sendo cada vez mais incentivados pelos órgãos ambientais, pois servem como alternativa para usos que não exigem água potável. Após o tratamento adequado efluentes industriais, podem ser reutilizados no mesmo processo ou em processos menos nobres como: limpeza de dependências, equipamentos etc., reduzindo assim o consumo de água (MEJIA, MELO e SANTOS, 2020). Ademais, os efluentes provenientes do processamento e abate de suínos, podem ser tratados via processos empregados em

esgotos domésticos (IMHOFF e IMHOFF, 1998). Na Figura 3 observa-se um esquema simplificado da utilização de água no processamento frigorífico.

**Figura 3 – Esquema da utilização da água em uma planta frigorífica de abate de suínos**



**Fonte: autoria própria (2023)**

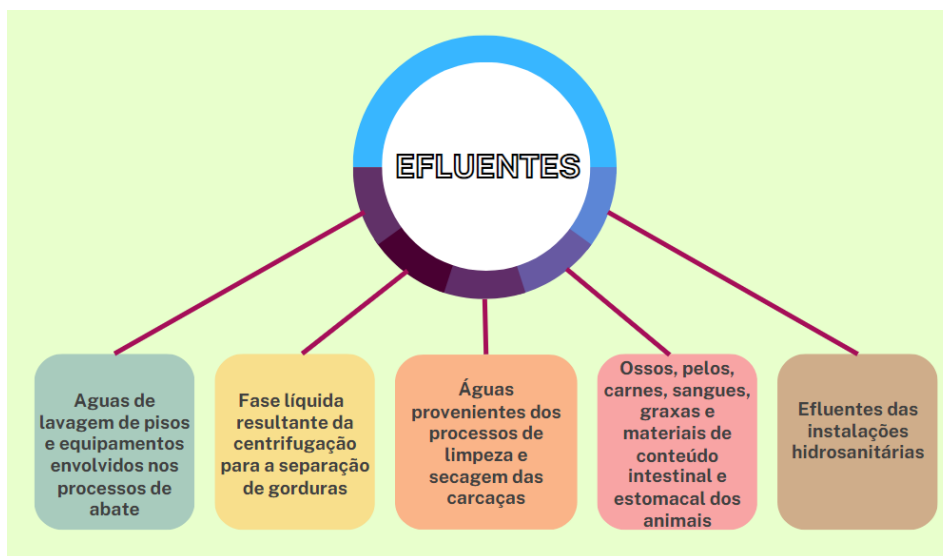
#### 4.4.1 Principais características dos efluentes de uma planta frigorífica envolvendo abate de suínos

Neste primeiro momento é relevante compreender o tipo de efluente que é criado nos processos produtivos de um frigorífico, com o objetivo de perceber de forma mais transparente o carecimento e modo de tratamento apropriado deste efluente. Neste segmento industrial o volume de substâncias geradas é alto, e entre essas substâncias podemos destacar aqui a produção de dejetos (esterco), gorduras, vísceras, fragmentos de carne, ossos e sangue (SCARASSATI *et al.*, 2003).

Os teores de sólidos em suspensão e nitrogênio orgânico apresentam-se relativamente altos concebendo assim altos valores de DQO (Demanda Química de Oxigênio) e DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) média de 800 a 32.000 mg.L<sup>-1</sup> (SCARASSATI *et al.*, 2003), e altas concentrações de carbono orgânico total (COT),

nitrogênio totais (NT) e sólidos suspensos totais (SST) (BUSTILLO-LECOMPTE *et al.*, 2014). Estes efluentes gerados nos processos produtivos (decorrentes do uso da água em frigoríficos) devem ser tratados antes do descarte nos corpos hídricos. Na indústria frigorífica, os efluentes são identificados de acordo com a sua origem, como mostra a figura a seguir (Figura 4):

**Figura 4 – Principais origens dos efluentes advindos de frigoríficos de abate de suínos**



**Fonte: autoria própria (2023)**

#### 4.4.2 Processos de tratamento dos efluentes de plantas frigoríficas de abate de suínos

Os efluentes líquidos de frigoríficos estão se tornando uma grande preocupação devido às elevadas quantidades de água utilizada durante o abate, processamento e limpeza das instalações (BUSTILLO-LECOMPTE; MEHRVAR, 2017). Os processos físico-químicos aplicados no tratamento dos efluentes, tem o objetivo de clarificar os efluentes, baseados na desestabilização dos colóides por coagulação/floculação, e separação das fases por sedimentação ou flotação.

De forma a mitigar os impactos ambientais oriundos dos lançamentos desses efluentes líquidos, vem se estudando métodos de tratamentos biológicos. Estes podem ser divididos em aeróbios e anaeróbios, sendo que ambos os tratamentos biológicos possuem vantagens e aplicações distintas. O tratamento anaeróbio é considerado eficiente na remoção da matéria orgânica, produz menor quantidade de lodo, requer menor energia, e ainda possui a vantagem da possibilidade de produção

de biogás. O tratamento anaeróbio consiste na degradação da matéria orgânica presente no efluente, originando uma pequena parcela de lodo e uma quantidade significativa de biogás (OLIVEIRA *et. Al.*, 2021)

#### 4.4.3 Tratamentos Convencionais

Os efluentes gerados em frigoríficos podem ser segregados em duas principais linhas, com características específicas:

1) *Linha Vermelha*: efluentes originados no processo industrial com conteúdo proteico e gorduroso (vísceras, ossos e sangue) representando cerca de 80 a 85% da vazão total da fábrica

2) *Linha Verde*: efluentes dos estabelecimentos sanitários, lavanderia, refeitório, purga de caldeiras, compressores e torres evaporativas que possuem alto grau de contaminação biológico (OLIVO, 2006).

As fases de tratamento podem ser divididas nos seguintes níveis: tratamento preliminar, tratamento primário, tratamento secundário e tratamento terciário ou avançado (FRICK, 2011). Sendo aplicados processos de tratamento químicos, físicos ou biológicos (GUPTA; ALI, 2013). O tratamento preliminar é realizado por meio de gradeamento, medidor de vazão, peneiramento, caixa de areia e caixa de gordura (FRICK, 2011). Em frigoríficos os efluentes oriundos da linha verde, passam pelo sistema de gradeamento e caixa de areia. No tratamento primário, os sistemas mais utilizados são a decantação e a flotação, onde o principal objetivo é remover os sólidos suspensos do efluente, incluindo os sólidos flutuantes e sedimentáveis (FRICK, 2011; OLIVO, 2006; GUPTA, ALI, 2013).

No tratamento secundário, os efluentes da planta frigorífica são utilizados mecanismos biológicos, sendo que a primeira etapa desse tratamento é anaeróbia, visando a conversão dos compostos mais complexos em compostos mais simples, para posterior assimilação em uma etapa aeróbia. A etapa anaeróbia geralmente é realizada em lagoas de estabilização e a etapa aeróbia em sistema de lodos ativados ou lagoa aerada. Já o tratamento terciário tem o objetivo de remover poluentes específicos, geralmente tóxicos ou compostos não biodegradáveis, e remoção complementar de poluentes não suficientemente removidos no tratamento secundário (VON SPERLING, 1996). No tratamento do efluente, algumas etapas básicas devem ser seguidas, abaixo na Figura 5 observa-se tais etapas:

**Figura 5- Diagrama com a representação do tratamento convencional de efluentes em plantas frigoríficas**



Fonte: autoria própria (2023)

#### 4.5 Flotados

Nguyen e Schulze (2003), definem a flotação como sendo um processo de separação, baseado na introdução de bolhas de gás como meio de transporte, onde o material particulado que fica em suspensão, é aderido às bolhas movendo-se em direção à superfície da solução aquosa.

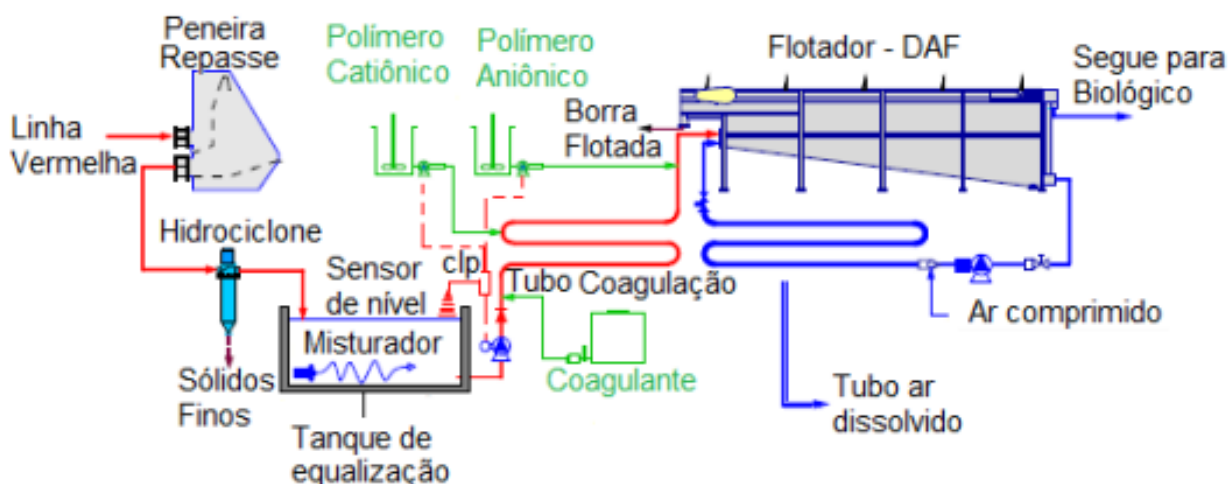
O resíduo resultante do processo de flotação, no tratamento primário (figura 2) chama-se lodo de flotador ou simplesmente flotado, é um material com composição rica em lipídeos e proteínas, além de um alto valor de sólidos voláteis, o que o torna um substrato atrativo para a biodigestão (ZANOTTO, *et. Al.* 2006). No entanto, quando não manejado ou conduzido de forma correta pode causar inibições do processo, muitas vezes devido ao acúmulo de ácidos graxos de cadeia longa (ELALAMI *et al.*, 2019; LI *et al.*, 2019; NEVES *et al.*, 2018).

O flotado é resultado do tratamento físico de efluentes provenientes de diversos processos do abate, denominado linha vermelha. Este resíduo é comumente destinado a aterros industriais, ou alternativamente, pode passar por compostagem e ser utilizado como composto orgânico na agricultura, isso somente após seu tratamento térmico, seguido por uma etapa de centrifugação para extração de água e óleos presentes no mesmo. Porém, quando estes possuem altas quantidades de metais pesados, geralmente oriundos do uso de coagulantes e auxiliares de floculação no seu tratamento, seu uso agrícola como fertilizante pode ser inviabilizado (GARCIA, *et al.* 2016).

Como o flotado é o resíduo sólido gerado em maiores proporções nos abatedouros e suas características dificultam a sua transformação em outros produtos, necessita-se estudar maneiras de gerenciá-lo ou aproveitá-lo de modo mais sustentável, como por exemplo, utilizando esse resíduo como substrato para produção de energia via biogás (YOON *et al.*, 2014).

A composição principal da linha vermelha é de conteúdo proteico e gorduroso, e esse conteúdo faz com que sejam necessários uma sequência de equipamentos para os tratamentos do efluente (OLIVO, 2006). Na Figura 6 podemos observar o fluxograma adaptado de Springmann (2009), o qual mostra de maneira simplificada o tratamento primário ideal para a linha vermelha.

**Figura 6 – Fluxograma das fases de um tratamento primário para a linha vermelha em uma planta frigorífica**



Fonte: Springmann (2009)

#### 4.5.1 Processos unitários de separação sólido-líquido

Devido às rigorosas políticas ambientais, o tratamento de efluentes de indústrias tem utilizado cada vez mais a flotação (ZOUBOLIS *et al.* 1992). A eficiência no tratamento de efluentes via flotação, depende de múltiplos fatores como sua temperatura, pressão do saturador, entre outros e portanto muitas considerações devem ser levadas em conta ao selecionar-se um dispositivo para flotação (RUBIO *et al.*, 2002). Vários fatores interferem no processo de flotação e para a flotação por ar dissolvido destaca-se a pressão no interior da câmara de pressurização, além da quantidade de ar fornecida pela quantidade de sólidos no tanque de flotação (DI BERNARDO, 1993).

A flotação a ar dissolvido é um processo conhecido mundialmente no que se refere ao tratamento de água e de efluentes industriais com especial interesse àqueles com alto teor de gorduras como é o caso dos efluentes frigoríficos. Trata-se de um tratamento primário, e é definido como um processo de separação, que se baseia na introdução de bolhas de gás como meio de transporte. O material particulado que fica em suspensão, é aderido às bolhas e se move em direção à superfície da solução aquosa (NGUYEN e SCHULZE, 2003).

Nos dispositivos FAD ou DAF do inglês *dissolved air flotation*, o ar é dissolvido na água por meio de um dispositivo especial chamado saturador sob uma pressão de

cerca de 300 a 600 kPa. À medida que a água saturada passa pelo bocal na câmara de flotação, ocorre uma súbita despressurização, e o ar é liberado formando microbolhas com tamanhos de cerca de 10-100  $\mu\text{m}$ . O tamanho da bolha e a retenção de gás dependem da temperatura, dos dispositivos de pulverização, da pressão do saturador e da velocidade do fluxo de água (Figura 5). Esquema de um flotador DAF1 (ANTONOVA e SAZONOV, 2023; RUBIO *et al.* 2002.).

Desde os anos 80 o DAF ou FAD, vem ganhando espaço nas aplicações em refinarias, frigoríficos, curtumes, mecânicas, papel e celulose, além de estar sendo amplamente utilizada no tratamento de água para abastecimento e no tratamento do lodo (BRATBY, 1983). De acordo com Rubio *et al.* (2002), a principal diferença entre a flotação “convencional” de minérios e a flotação aplicada durante o tratamento de água, está ligada à formação das bolhas de gás para gerar micro, médias ou macrobolhas. Na flotação para tratamento de efluentes, há a necessidade de formação de microbolhas, as quais fazem com que as partículas extremamente pequenas flutuem (RUBIO *et al.*, 2002). No que se refere aos efluentes industriais do processo e abate de suínos, o FAD vem sendo usada como pré-tratamento, pois tais efluentes possuem grande concentração de substâncias insolúveis como gorduras, óleos e graxas (DI BERNARDO, 1993).

De acordo com Zanotto *et. Al.* (2006), mesmo quando o efluente é constituído majoritariamente por proteínas e lipídios, com a utilização de agentes coagulantes e subsequentemente processo de flotação, é possível separar a fração orgânica do efluente na forma de flotado. No campo industrial a DAF vem sendo usada como pré-tratamento de efluentes industriais que possuem grande concentração de substâncias insolúveis como gorduras, óleos e graxas (DI BERNARDO, 1993; VALENTINE e CARAWAN, 1996).

No processo de tratamento, os efluentes derivados do processo de abate de suínos, são destinados a linha vermelha, que trata o sangue que não foi capturado diretamente na graxaria. Este é canalizado e levado até as peneiras estáticas, que retêm os sólidos com espessura superior a 0,5 mm, e em seguida passam por um flotador físico. Após a remoção dos sólidos e de parte da gordura, o efluente segue para a primeira lagoa de tratamento (MENDES, 2005). Ainda de acordo com Mendes (2005), os métodos de tratamento para efluentes industriais associam-se diretamente ao tipo de efluente que a indústria gera, ao controle operacional da indústria e às características da água utilizada.



O processo de flotação é baseado em mecanismos de coagulação e floculação. Adicionando produtos químicos específicos, tais como cloreto de ferro ou sulfato de alumínio ou outros coagulantes, partículas coloidais são desestabilizadas e assim ocorre a formação de flocos (CREMONINI, *et. Al.*, 2018). A flotação ocorre com adição de outros produtos químicos, como polieletrólito, que facilita a colisão entre o suspenso desestabilizado e as partículas coloidais para formar flocos maiores que podem ser facilmente removidos. Dentre os fatores que podem auxiliar o processo de flotação estão à otimização da coagulação, a adequação do tempo e do grau de agitação da floculação e a quantidade de ar na água pressurizada, cujo valor deve levar em consideração a concentração de sólidos na água bruta. Através da DAF é possível remover não apenas a maior parte dos sólidos em suspensão, mas também a maior parte das gorduras do efluente (CREMONINI, *et. Al.*, 2018).

Os principais componentes de um DAF são: bombas de pressurização, sistema de injeção de ar, vaso saturador, válvula despressurizadora, sistema de adição de reagentes e tanque de flotação (OLIVO, 2006). Podemos dizer que os flotores são tanques projetados para receber o efluente, continuamente, por uma de suas faces laterais e descarregada pelo lado oposto (CHAVES, LEAL FILHO, BRAGA, 2004). Cada unidade desses tanques é chamada célula, que pode ser usada individualmente, mas a regra geral é agrupar conjuntos de duas ou mais células. Numa extremidade do conjunto é instalado um compartimento de alimentação e, na extremidade oposta, um compartimento de descarga.

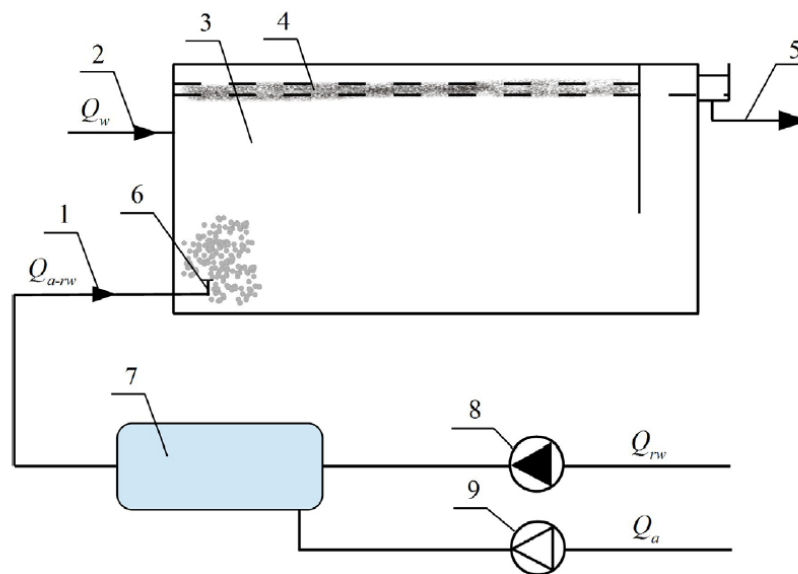
Além disso há um dispositivo utilizado para regular o nível de efluente dentro das células (CHAVES, LEAL FILHO, BRAGA, 2004). O material deprimido (não flotado) é arrastado pela corrente aquosa e sai pelo fundo da célula, passando para a célula seguinte e, finalmente, sendo descarregado pela caixa de descarga. Desta forma, há dois fluxos: um de deprimido, no sentido da caixa de alimentação para a caixa de descarga e outro de espuma, ascendente dentro das células e no sentido oposto ao do deprimido, através das calhas coletoras (CHAVES, LEAL FILHO, BRAGA, 2004; OLIVO 2006).

A velocidade de remoção das espécies minerais dentro da célula do flotor obedece a leis semelhantes às leis da cinética química. Assim, podemos dizer que há cinéticas de flotação de ordem zero, de primeira ordem e de segunda ordem. Além disso pode-se dizer que, quando uma água residual/minério/efluente composto de dois minerais, A e B, haverá remoção de ambos pela espuma, uma vez que a

seletividade não é perfeita. No processo de flotação dificilmente obtém-se o teor e a recuperação desejados em uma única etapa (CHAVES, LEAL FILHO, BRAGA, 2004).

Genericamente, executa-se uma primeira flotação, chamada *rougher*, onde se obtém um concentrado pobre e um rejeito que ainda contém teores dos minerais úteis. Esse concentrado é limpo em uma segunda etapa de flotação, denominada *cleaner*, onde se produz um concentrado final e um rejeito de teor elevado. O rejeito *rougher* é reprocessado em outra etapa de flotação, denominada de *scavenger*, onde seu rejeito final é caracterizado por possuir um concentrado que reúne os minerais úteis que estavam no rejeito *rougher*, porém que é pobre para ser considerado produto final (CHAVES, LEAL FILHO, BRAGA, 2004). Podemos observar na Figura 7, como é um flotador por ar dissolvido.

Figura 7 – Imagem ilustrativa de um flotador à ar dissolvido (DAF)



- |                                  |                |
|----------------------------------|----------------|
| 1 - Entrada de água saturada     | 6 - Bocal      |
| 2 - Entrada de águas residuárias | 7 - Saturador  |
| 3 - Célula de flotação           | 8 - Bomba      |
| 4 - Camada de espuma             | 9 - Compressor |
| 5 - Saída de água tratada        |                |

Fonte: Adaptado de ANTONOVA E SANOV (2023)

Disponível em: <https://li01.tci-thaijo.org/index.php/cast/article/view/256800/176375>

#### 4.5.2 Oportunidades para agregação de valor

O debate tangente à cadeia do biogás paralelamente ao do setor bioenergético vem crescendo pouco a pouco. A apropriação do biogás como fonte de energia está cada vez mais popular, seja para geração de energia elétrica ou para utilização como biocombustível. A aplicação da tecnologia aparece para alavancar o setor como fonte de renda, seja como gerador de bioenergia, como fonte de água renovável e também biofertilizante (ABIOGÁS, 2020).

O biogás demonstra ser uma ótima opção para redução de metano e de CO<sub>2</sub>. Seu processo de produção é controlado e otimizado, produzindo um biocombustível que pode ser utilizado tanto na geração de eletricidade quanto em veículos, em substituição ao diesel. Como durante a queima do biogás, o metano transforma-se em CO<sub>2</sub> e água, os impactos negativos provenientes do mesmo, são reduzidos, e a atividade torna-se por ser lucrativa e melhor no ponto ambiental (MILANEZ, *et. Al.*, 2018).

De acordo com Milanez *et. Al.* (2018), o biogás, difere-se da energia eólica por ser gerado continuamente, ele é um gás passível de ser estocado à baixos custos, e que possui estabilidade, fazendo com que o mesmo possa agir como mecanismo regulador da intermitência das fontes eólica e fotovoltaica. Outra consideração importante é que a Política Nacional de Biocombustíveis (RenovaBio), instituída pela Lei nº 13.576 de 2017, incentiva a purificação e de biogás e biometano.

O termo biometano surge na legislação brasileira com a Resolução Nº 685 da ANP. Já na Resolução Nº 906 de 2022, é estabelecido que biogás é o gás bruto obtido da decomposição biológica de produtos ou resíduos orgânicos; e que o biometano é o gás oriundo da purificação do biogás e é um constituído essencialmente de metano, e dispõe sobre as especificações do biometano oriundo de produtos e resíduos orgânicos agrossilvopastoris e comerciais destinado ao uso veicular e às instalações residenciais e comerciais a ser comercializado em todo o território nacional.

O RenovaBio busca impulsionar os biocombustíveis no Brasil remunerando os produtores através de Créditos de Descarbonização (CBIOs), que são ativos financeiros emitidos de acordo com a eficiência energética ambiental da unidade produtora, e que são negociados por meio da bolsa de valores imobiliários no país (BRASIL, 2017).

#### 4.5.3 Geração de biogás

No Brasil a apropriação do biogás como fonte de energia vem sendo realizado há pelo menos há quatro décadas, ou seja, teve início nos anos 70 com o modelo da revolução verde. Nos últimos anos a utilização do biogás é incentivada através do mercado de créditos de carbono, buscando a redução das emissões de gases do efeito estufa. Atualmente o Brasil tem 123 usinas de biogás operantes que destinam seu uso para a produção de energia térmica, elétrica, mecânica e produção de GNV. (CIBiogás, 2016). Os substratos utilizados na biodigestão podem prover de diversas fontes industriais e agropecuárias.

A biodigestão anaeróbia é usada para o tratamento dos dejetos de suínos e, essa técnica, resulta na produção de biogás. A utilização de biodigestores é um método de tratamento ambiental, que resulta em um produto que pode ter utilidade versátil, o biogás. O biogás possui na sua composição predominantemente o metano ( $\text{CH}_4$ ), (cerca de 50 a 70%), mas, também, o gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ) (cerca de 30 a 40%), nitrogênio ( $\text{N}_2$ ) (cerca de 0 a 10%), sulfeto de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{S}$ ) (cerca de 0 a 1%), vapor de água (cerca de 0,3%) entre outros (OLIVER *et al.*, 2008).

O biogás é um subproduto da digestão anaeróbia que possui alto poder calorífico (% de  $\text{CH}_4$ ) e energético, podendo ser utilizado para a geração de energia elétrica, energia térmica e biocombustível, ambas consideradas energia limpa e renovável.

Da mesma forma que ocorre o crescimento da produção de suínos ocorre o aumento da produção de dejetos, os quais são um passivo ambiental da atividade. A produção de dejetos por um suíno pode variar de 1,4 a 27 L.  $\text{d}^{-1}$ , dependendo da fase e do tipo de criação (DARTORA *et al.*, 1998). Esse resíduo normalmente é aplicado no solo de áreas agrícolas, e deve ser tratado antes disso, para evitar contaminação de cursos hídricos pelo escoamento superficial (ALLEN E MALLARINO, 2008).

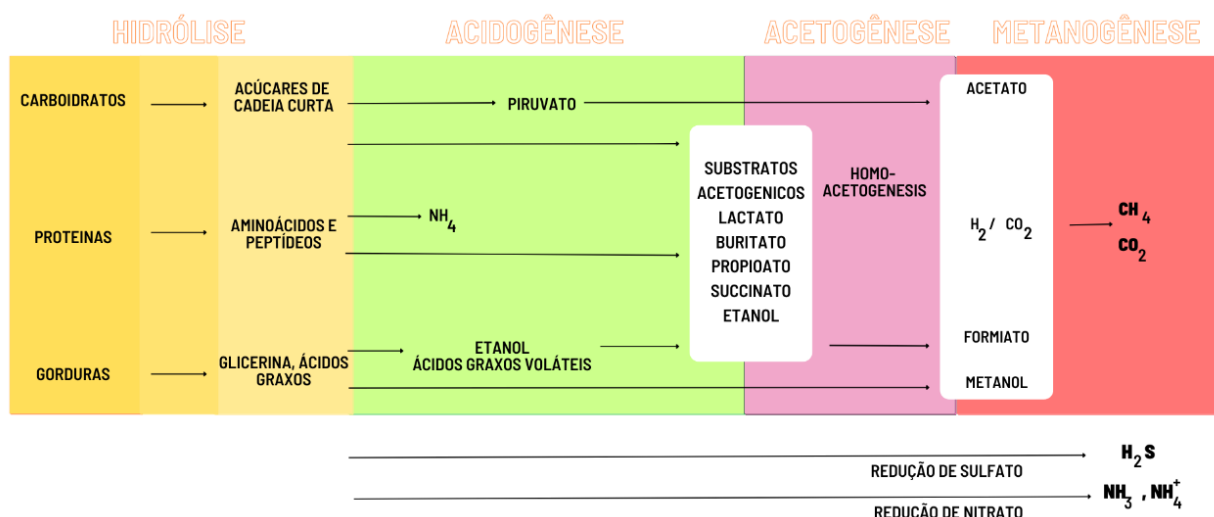
#### 4.5.4 Etapas do processo da geração de biogás

A produção de biogás é oriunda da digestão anaeróbia, que é um processo metabólico complexo que depende da ação de microrganismos para acontecer. O processo da digestão anaeróbia ou da produção de biogás, pode ser dividida em quatro etapas fundamentais, sem as quais não haveria a formação do gás (KUNZ, *et. Al.*, 2022). Em reatores trabalhando com estabilidade e em condições ótimas, as

etapas do processo de biodigestão ocorrerão de forma em que haja equalização entre as taxas de produção e consumo dos compostos intermediários. Essas etapas são denominadas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

Sob essas condições ótimas e em estabilidade, a acumulação significativa de ácidos graxos voláteis (AGVs) não ocorre. Entretanto, essa condição é raramente observada em estações de tratamento de esgoto, isso deve-se ao fato da ocorrência de variações na concentração, composição e vazão do afluente, e também às mudanças de condições ambientais (temperatura, ausência temporária de nutrientes, presença temporária de compostos tóxicos) (AQUINO E CHERNICHARO, 2005). Podemos observar como ocorre todo o processo de formação de gás de acordo com a Figura 8.

**Figura 8 – Fluxograma das quatro etapas do processo de digestão anaeróbia e produção de biogás**



Fonte: adaptado de Deublein e Steinhauer, 2011.

De maneira simplificada, podemos definir a hidrólise como sendo a fase em que os materiais orgânicos insolúveis, são degradados até compostos de alta massa molecular, como os lipídios, polissacarídeos, proteínas e ácidos nucleicos, em substâncias orgânicas solúveis, tais como os aminoácidos e ácidos graxos, devido a ação de enzimas extracelulares excretadas pelas bactérias hidrolíticas. Pode ser considerada como etapa limitante da reação (GERARDI, 2003). Já a acidogênese, pode ser definida como a fase em que os componentes formados durante a hidrólise são divididos gerando ácidos carboxílicos de cadeia curta, os chamados ácidos

voláteis. Esses ácidos voláteis são produzidos por bactérias acidogênicas juntamente com amônia, dióxido de carbono, sulfeto de hidrogênio e outros produtos secundários (KUNZ, *et. Al.*, 2022).

A etapa denominada acetogênese, é considerada crítica ao processo. Essa etapa é conduzida pelas bactérias acetogênicas, que estabelecem relação de simbiose com as arqueas metanogênicas e as bactérias homoacetogênicas. Os ácidos de cadeia maior são transformados em ácidos com apenas um ou dois átomos de carbono, e paralelo a isso há produção de hidrogênio e dióxido de carbono (KUNZ, *et. Al.*, 2022). A última etapa da DA chamada de metanogênese, ocorre quando os microrganismos metanogênicos produzem metano através de dois grupos de arqueas metanogênicas.

Segundo Chernicharo (2007), o primeiro grupo de microrganismo metanogênicos chamados de metanogênicas acetoclásticas, degrada o acetato em CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>; já o segundo grupo chamado de metanogênicas hidrogenotróficas, utiliza o hidrogênio como doador de elétrons e o dióxido de carbono como receptor de elétrons para produzir metano. De acordo com Kunz, *et. Al.* (2022), diversos autores evidenciaram que para a produção de metano a contribuição dos dois tipos de arqueas metanogênicas foi de 70% acetoclásticas e 30% hidrogenotróficas, porém pode haver dinamismo nessa relação.

A produção de biogás e a sua composição é dependente dos seguintes fatores: pH, temperatura, concentração de nutrientes, relação carbono/nitrogênio (C:N), presença de oxigênio, presença de inibidores, composição bioquímica dos materiais orgânicos utilizados, tempo de retenção hidráulica dos resíduos no biodigestor e diluição do material utilizado (BOUALLAGUI *et al.*, 2003).

É importante destacar outros fatores que corroboram para a produção do biogás como o grau de assoreamento, dimensionamento dos biodigestores, manejo da água e dos dejetos e sua homogeneidade no biodigestor, sua diluição. Este último, afeta diretamente a eficiência da produção de biogás (KUNZ E STEINMETZ, 2019).

#### **4.6 Fatores que influenciam a digestão anaeróbia e produção de biogás**

Alguns fatores podem influenciar na produção de biogás, fazendo com que haja maior ou menor produção e causando inclusive inibições no processo. Esses fatores são descritos a seguir.

#### 4.6.1 Temperatura

A temperatura é um dos principais parâmetros analisados na digestão anaeróbia. Ela pode afetar diretamente o desenvolvimento dos microrganismos responsáveis pelo processo de biodigestão, bem como alterar a atividade das enzimas e a taxa em que ocorrem as reações químicas (BI *et al.*, 2019; LI *et al.*, 2019). Os microrganismos podem atuar em três diferentes faixas de temperatura, conforme classificação. A classificação se resume em organismos psicrófilos atuam entre 5 e 20°C; organismos mesófilos atuam entre 25 e 45°C (ideal 35-37°C); e organismos termófilos que atuam entre 45 e 65°C (ideal 50-60°C) (RAJAONISON *et al.*, 2020).

Embora temperaturas mais altas possam contribuir para a desativação de possíveis patógenos, esse aumento de temperatura (condição termofílica) pode ocasionar também um aumento na produção de ácidos orgânicos dentro do reator, causando assim uma inibição na produção de CH<sub>4</sub> (UMA *et al.*, 2018; LI *et al.*, 2019). A faixa de temperatura ou condição ideal para produção de CH<sub>4</sub> em dejetos suínos é a mesófila (37°C) (CAO *et al.*, 2020; GERARDI, 2003).

Em regiões onde há grande amplitude térmica, a produção de biogás pode ser comprometida se houverem elevadas variações na temperatura. Portanto, para evitar que ocorram possíveis problemas no reator a na produção de biogás, a temperatura do reator não deve variar abruptamente, ou seja, não deve variar mais do que 2 °C. Para que haja uniformidade na geração do biogás é de fundamental importância o controle da temperatura da biomassa do reator (KUNZ *et al.*, 2022).

#### 4.6.2 pH – relação AI/AP

A maioria dos problemas na digestão anaeróbia pode ser atribuída ao acúmulo de ácidos voláteis e, conseqüentemente, a queda do pH. A diminuição do pH do reator abaixo de 6,6 pode implicar na inibição do crescimento das arqueas metanogênicas, que são as principais responsáveis pela produção de biogás (KUNZ *et al.*, 2022). Para que a todo o processo anaeróbio ocorra adequadamente dentro de um mesmo reator, a condição de pH ótima dentro dele deve estar entre 6,7 e 7,5. O pH dentro de um biodigestor depende da produção e uso de ácidos e alcalinidade deste. (GUNES *et al.*, 2019; NEVES *et al.*, 2018; RAJAONISON *et al.*, 2020).

Uma estratégia para o controle do sistema de tamponamento e monitoramento indireto dos ácidos produzidos durante a digestão anaeróbia no reator é o

monitoramento da relação AI/AP. A relação denominada AI/AP é a relação entre o conteúdo de ácidos orgânicos voláteis (Alcalinidade Intermediária – AI) e a estimativa da capacidade de tamponamento do meio (Alcalinidade Parcial – AP). O valor da relação AI/AP é determinado a partir de uma titulação ácido-base, e o resultado de tal relação, pode indicar a estabilidade do processo de degradação anaeróbia e ajudar a diminuir o risco de problemas ocasionados pela acidificação do meio (Voß et al., 2009). A tabela 2 apresenta os valores de AI/AP e as condições apresentadas pelos reatores.

**Tabela 2 - Relação AI/AP e condição esperada para a operação de um reator anaeróbio**

AI/AP	Condições
>0,4	Reator em sobrecarga
0,3-0,4	Maior produtividade de metano
<0,3	Reator em subcarga

Fonte: Adaptado de Mézes et al. (2011).

O valor ótimo da relação AI/AP pode variar de acordo com as características do reator, substrato e possíveis pré-tratamentos utilizados. Recomenda-se o acompanhamento da relação AI/AP constantemente, pois com isso pode-se observar variações bruscas e realizar medidas corretivas (DROSG, 2013; KUNZ et al., 2022). Podem ser calculados através da titulação da amostra com ácido sulfúrico, seguindo a equação:

$$\frac{AI}{AP} = \frac{(V_{pH4,4} - V_{pH5,0}) \times \frac{20}{V_{amostra}} \times \frac{M_{ácido}}{0,1} \times 1,66 - 0,5}{0,5 \times M_{ácido} \times V_{pH5,0} \times M_{CaCO3} \times 1000} \times 500 \times V_{amostra}$$

Onde:

AI/AP = Relação alcalinidade intermediária e alcalinidade parcial;

V<sub>pH4,4</sub> = Volume de ácido titulado até pH = 4,40 (mL);

V<sub>pH5,0</sub> = Volume de ácido titulado até pH = 5,00 (mL);

V<sub>amostra</sub> = Volume de amostra centrifugada (mL);

M<sub>ácido</sub> = Molaridade do ácido (Concentração molar do íon de hidrogênio (dissociado) no ácido) (mol.L<sup>-1</sup>);

M<sub>CaCO3</sub> = Massa molar do carbonato de cálcio em 100 g.mol<sup>-1</sup>;



#### 4.6.3 Alcalinidade

Pode ser inferida como uma grandeza da capacidade de tamponamento de um sistema, ou seja, a capacidade de evitar alterações bruscas de pH. Em meios anaeróbios, muitas vezes é atribuída ao equilíbrio entre a dissolução do CO<sub>2</sub> (dióxido de carbono), e a formação de ácido carbônico (H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>) (KUNZ, *et. Al.* 2022).

A alcalinidade total é dada pela soma do acúmulo de íons hidroxila (OH<sup>-</sup>), carbonato (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>) e bicarbonato (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) e é expressa na forma de concentração de carbonato de cálcio (CaCO<sub>3</sub>). (KUNZ, *et. Al.* 2022). Pode ser determinada através da titulação da amostra com solução de ácido sulfúrico (ex.: 0,1 mol.L<sup>-1</sup>), até pH 4,5 e aplicação da equação:

$$Alc = M \times E \times \frac{100.000}{D}$$

Onde:

Alc = Alcalinidade (mg CaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>);

M = Concentração de solução de ácido sulfúrico (mol.L<sup>-1</sup>);

D = Volume de amostra (mL);

E = Volume de titulante gasto (mL);

100.000 = Coeficiente de ajuste da unidade de medida;

#### 4.6.4 Tempo de retenção hidráulica

De acordo com Kunz, *et. al.*, (2022) o tempo de retenção hidráulica (TRH) é o tempo médio em que o substrato permanece no interior do biodigestor, ou seja, o tempo entre a entrada e a saída dos diferentes materiais do digestor. Esse período pode variar em função do tipo de biomassa, granulometria da biomassa e temperatura do digestor. A equação que determina o TRH, está descrita abaixo:

$$TRH = \frac{V}{Q}$$

Onde:

TRH = Tempo de retenção hidráulica (d);

V = Volume do biodigestor (m<sup>3</sup>);

Q = Vazão de alimentação ( $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ )

#### 4.6.5 Carga orgânica volumétrica (COV)

A carga orgânica volumétrica (COV) pode ser descrita como a massa de sólidos voláteis adicionada diariamente por volume de biodigestor. É expressa em  $\text{kg}_{\text{SV}} \cdot \text{m}_{\text{reator}}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$ ; e influencia em toda a dinâmica do processo de digestão anaeróbia (KUNZ *et al.*, 2022). Uma ótima COV proporciona condições adequadas para o crescimento dos microrganismos e, conseqüentemente, maior estabilidade do processo. COVs muito altas podem prejudicar a estabilidade do processo resultando na inibição da digestão anaeróbia por acúmulo de substrato e AGV (ácidos graxos voláteis), ou por inibição da microflora anaeróbia (ELALAMI *et al.*, 2019; LI *et al.*, 2019; NEVES *et al.*, 2018). A COV pode ser obtida através das Equações:

$$COV = \frac{(Q \times S_V)}{V}$$

$$COV = \frac{S_V}{TRH}$$

Onde:

COV = Carga orgânica volumétrica ( $\text{kg}_{\text{SV}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ )

Q = Vazão ( $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ )

Sv = Concentração de sólidos voláteis presentes no substrato ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ )

V = Volume do reator ( $\text{m}^3$ )

TRH = Tempo de retenção hidráulica (d)

Para biodigestores do tipo Biodigestor de Lagoa Coberta (BLC), a COV típica fica entre 0,3 e 0,5  $\text{kg}_{\text{SV}} \cdot \text{m}_{\text{reator}}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$ . Já reatores do tipo CSTR suportam cargas maiores, normalmente entre 1 e 4  $\text{kg}_{\text{SV}} \cdot \text{m}_{\text{reator}}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$ , devido a presença de sistema de agitação e aquecimento (KUNZ *et al.*, 2022).

#### 4.6.6 Nitrogênio amoniacal – amônia livre e acúmulo de ácidos graxos voláteis

O nitrogênio é essencial para o crescimento de microrganismos, e na DA contribui no tamponamento do sistema devido à interação endógena entre  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ ,

CO<sub>2</sub>/HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> e ácidos graxos voláteis (AGV) (MENG *et al.*, 2018). Quando na forma gasosa, apresenta-se como amônia livre (Al- NH<sub>3</sub>); e sua dissociação é afetada pelo pH e pela temperatura e que a solução se encontra (ANTHONISEN, 1976; JIANG *et al.*, 2019).

Já em meio aquoso, pode apresentar-se de diversas formas, em ambientes anaeróbios, é encontrado principalmente na forma de íon amônio NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, estável na fase líquida, ou na forma neutra, como amônia livre (NH<sub>3</sub>), e é expresso como nitrogênio amoniacal total – NAT (JIANG *et al.*, 2019; KUNZ *et al.*, 2022).

Na digestão anaeróbia, baixas concentrações de amônia causam efeito benéfico. Além disso, a amônia, pode neutralizar os ácidos orgânicos produzidos pelas bactérias fermentativas e, desta maneira, ajuda a manter condições estáveis de pH (JIANG *et al.*, 2019).

A decomposição de substratos com altas proporções de proteínas produz amônia, e podem causar um aumento na alcalinidade do meio, pois a amônia que é liberada pode reagir com o CO<sub>2</sub> dissolvido e formando bicarbonato de amônio; ocasionando, portanto, a liberação de amônia livre (JIANG *et al.*, 2019).

As moléculas de amônia, na forma livre, podem difundir-se rapidamente através das membranas celulares para dentro das células dos microrganismos metanogênicos, causando inibição na sua atividade (SCHNÜRER; JARVIS, 2010; BÉLINE *et al.*, 2017; JIANG *et al.*, 2019).

A inibição do processo de DA por amônia livre está relacionada a vários parâmetros operacionais como pH, temperatura, aclimatação do inoculo e concentração dos íons amônio e amônia (JIANG *et al.*, 2019). Altas concentrações de amônia podem inibir a atividade metanogênica, resultando assim em acúmulo de ácidos graxos voláteis; causando quedas no rendimento de metano do reator (RAJAGOPAL *et al.*, 2013). De acordo com GUO *et al.* (2021), alguns estudos mostram que há queda na diversidade microbiana e mudanças na via metabólica das metanogênicas, devido ao aumento na concentração de amônia no meio.

Rajagopal *et al.* (2013) relatou que as inibições se encontram em concentrações de NAT e amônia livre na faixa de 1,5 – 7 g.L<sup>-1</sup> e 0,05 – 1,45 g.L<sup>-1</sup>, respectivamente. Lauterböck *et al.*, (2012) reportou que para digestão de resíduos oriundos do processo de abate, as inibições por AL estariam em concentrações de 1000 mg.L<sup>-1</sup>, em condições mesofílicas (38°C) e pH 8,1. Já para Hejnfelt e Angelidaki (2009) tanto em temperaturas mesofílicas quanto em temperaturas termofílicas,

concentrações superiores a 7g.N.m<sup>-3</sup>, inibiram a produção de biogás de subprodutos suínos (farinha de carne e osso, sangue, carne, gordura, costela e pelos). O cálculo da amônia livre pode ser realizado através da equação abaixo:

$$AL (NH_3, mg.L^{-1}) = \frac{17}{14} \times \frac{[total\ de\ amononia\ como\ N] \times 10^{pH}}{e^{\left[\frac{6344}{273+T(^{\circ}C)}\right] + 10^{pH}}}$$

O equilíbrio entre a produção e consumo de ácidos graxos voláteis (AGV), durante o processo de DA, é primordial para que a produção de biogás ocorra de forma eficiente. Altas taxas de produção de AGV ou o acúmulo devido à inibição das metanogênicas podem consumir rapidamente a alcalinidade do meio e causando assim uma redução no pH. Sendo que pH abaixo de 6,6 implicam em inibição no crescimento das *Arqueas metanogênicas* (KUNZ *et al.*, 2022). Entretanto em pH igual ou inferiores a 4,5, as bactérias acidogênicas continuam suas funções, resultando em um rápido acúmulo de AGV (KUNZ *et al.*, 2022).

De acordo Aquino e Chernicharo (2005), a queda de pH afeta principalmente o crescimento de microrganismos metanogênicos e sintróficos, causando dessa forma o acúmulo de AGV's, e levando à falha do processo. Outras fontes de acúmulo de AGVs são a ausência de nutrientes e a presença de compostos tóxicos, esses por sua vez, afetam os microrganismos de crescimento lento (acetogênicos e metanogênicos acetoclásticos) (AQUINO e CHERNICHARO, 2005).

A acumulação de AGVs, principalmente acetato, propionato e butirato, pode ser resultado de alguns fatores importantes que devem ser observados com periodicidade. Como por exemplo a não observância das condições ideais de crescimento ou da não observância de limitações cinéticas e termodinâmicas do reator e/ou experimentos. Como dito anteriormente, a presença e acúmulo de AGV, mostra que há instabilidade no processo (AQUINO e CHERNICHARO, 2005).

Ainda de acordo com Aquino e Chernicharo (2005), reatores que não propiciam fluxo pistonado e favorecem o crescimento disperso, não garantem uma efetiva separação das fases acidogênica, acetogênica e metanogênica como, entre esses podemos citar digestores de lodo convencionais, reatores de membrana, lagoas anaeróbias e reatores UASB. Podendo essa forma acumular propionato e butirato se estes forem submetidos a condições de estresse (choques de carga, presença de compostos tóxicos, limitação nutricional).

Na literatura podemos encontrar algumas soluções para mitigação do efeito negativo da amônia, como por exemplo ajustar a relação C/N, a utilização de membranas, ou precipitação química como estruvita. Porém, a implementação dessas tecnologias em grande escala deve levar em consideração os aspectos energéticos e econômicos (JIANG *et al.*, 2019, KUNZ *et al.*, 2022; KUNZ e MUKHTAR *et al.*, 2016). Uma das soluções estratégicas comumente usadas para ajuste da relação C/N é a codigestão. Que visa a mistura de substratos, diminuindo a concentração de amônia para abaixo do limite de inibição (JIANG *et al.*, 2019).

O *stripping*, a adaptação da comunidade microbiana e a bioaugmentação são outras das estratégias utilizadas para que haja prevenção da inibição (KRAKAT *et al.*, 2017). Na recuperação de reatores onde o processo de inibição já está ocorrendo, são utilizadas algumas estratégias que são consideradas eficazes, tais como, diminuição da COV de alimentação do reator, a diluição do substrato, a adição de mais inóculo, ou ainda, a utilização de adsorventes, sendo este último o mais utilizado em instalações industriais (PALATSI *et al.*, 2010).

#### 4.6.7 Degradação anaeróbia de compostos gordurosos

Os lipídeos são ácidos graxos de cadeia longa (AGCL) ligados a glicerol, álcoois ou outros grupos funcionais, por um éster ou por ligação éter. Gorduras e óleos fazem parte de um subgrupo dos lipídeos que têm o grupo álcool esterificados com ácidos graxos, predominantemente, sob a forma de triglicerídeos (um glicerol com três AGCL) (ALVES *et al.*, 2009).

No decurso da biodigestão anaeróbia de resíduos gordurosos, lipídios são hidrolisados e ácidos graxos de cadeia longa (AGCL) são então liberados para a fase líquida. Em condições anaeróbias, a partir de tais produtos, a biomassa produz ácidos graxos voláteis (AGV), que são então convertidos em biogás. Altas concentrações de lipídios podem provocar, todavia, problemas para o processo de digestão anaeróbia em função do acúmulo dos AGCLs e AGVs, que inibem o processo metanogênico, pois causam desequilíbrio nas etapas anteriores (ESCUADERO *et al.*, 2014).

Sun *et al.* (2014) estudaram a influência da concentração de lipídios sobre a codigestão anaeróbia de biomassa de resíduos urbanos e lodos ativados em um reator contínuo agitado. Os resultados dos testes em escala de bancada mostraram que, em concentrações de lipídios menores que 60%, a produção de metano foi

reforçada com o aumento da concentração desses compostos. Porém, quando a concentração de lipídios excedeu 65%, a produção de metano diária diminuiu cerca de 8%.

As gorduras podem causar ainda colmatação de leitos fixos, desagregação e flotação da biomassa granular devido à adsorção de uma camada lipídica em torno das partículas da biomassa (ALVES *et al.*, 2001).

Estes problemas relacionados ao percentual de lipídeos, limitam a eficiência operacional dos reatores. Porém com a realização de pré-tratamentos físico-químicos antes do processo anaeróbio esse problema é atenuado (MENDES, *et. Al.*, 2005).

A forma usual de remoção de lipídios, é realizada por meio de caixas de gordura que permitem a separação manual ou por meio de raspadores de superfície. Todavia, quando há gorduras emulsificadas, produtos químicos e flotores com ar dissolvido são utilizados a fim de facilitar sua remoção (ALVES *et al.*, 2001; MENDES, *et. Al.*, 2005). Entretanto o uso de flotores gera aumento de custos e produz um lodo químico que deve ser destinado adequadamente (MENDES *et al.*, 2005).

Por outro lado, os lipídios são substratos interessantes para a digestão anaeróbia devido ao elevado rendimento na produção de metano, o que pode fazer desses resíduos ricos em gordura uma fonte de energia renovável (CIRNE *et al.*, 2007).

De acordo com Alves *et al.* (2009) efluentes ricos em lipídios são substratos ideais para a produção de biogás, uma vez que 1 g de lipídeo gera 1,425L<sup>-1</sup> de biogás, sendo que 68,5% equivalem ao gás metano (CH<sub>4</sub>), enquanto cada grama de carboidratos e proteínas, produzem, respectivamente, 0,830L<sup>-1</sup> (contendo 50% metano) e 0,921L (contendo 68,8% metano).

#### **4.7 Ensaio de potencial bioquímico de biogás (PBB) e de metano (PBM)**

A apropriação da produção de gás metano através da digestão anaeróbia vislumbra como uma tecnologia estratégica de conversão de biomassa residual em bioenergia (biogás). O potencial bioquímico de biogás (PBB) é determinado por meio de um teste realizado em condições padronizadas, que é utilizado para avaliar o potencial de biogás de um determinado substrato. Ele representa o volume máximo de biogás produzido (NEGRI *et al.*, 2020). Pode-se determiná-lo a partir de uma pequena quantidade de substrato incubado em condições mesofílicas (35-37°C), e

utilizando-se um inóculo de microrganismos anaeróbios a fim de evitar possíveis inibições. O volume de biogás produzido durante o teste é medido até que se atinja o estado estacionário do teste.

O PBB específico é medido/obtido a partir do volume de biogás ou metano obtido por unidade de massa de sólidos voláteis consumidos (STEINMETZ *et al.*, 2016). Algumas das metodologias mais utilizadas para a determinação do PBB são: DIN 38414-8 (1985), ISO 11734 (1995) e VDI 4630 (2006). Para obtenção do valor de Potencial Bioquímico de Metano (PBM), multiplica-se o PBB pelo teor de CH<sub>4</sub> obtido durante a realização do teste. Os testes de fermentação dos substratos dependem da atividade do lodo (inóculo anaeróbio) utilizado.

O inóculo utilizado deve conter uma concentração de matéria orgânica seca (sólidos voláteis- SV) maior que 50% dos sólidos totais. Para determinar a quantidade de substrato e inóculo utilizado no teste, algumas considerações básicas devem ser levadas: a) para prevenir inibições no ensaio em batelada, a quantidade de substrato não deve ser superior a quantidade de inóculo ( $SV_{\text{substrato}}/SV_{\text{inóculo}} \leq 0,5$ ); b) a produção de biogás a partir do substrato deve ser, no mínimo, 80% maior do que a contribuição do inóculo; e c) a concentração de sólidos no teste de batelada não deve exceder 10%, assegurando transferência de massa adequada durante o teste (KUNZ *et al.*, 2022).

A fim de assegurar a atividade do inóculo anaeróbio, utilizam-se materiais com capacidade de produção de biogás conhecida. Um dos materiais de referência é a celulose microcristalina, que produz entre 740 L<sub>N</sub>.kg<sub>SVad</sub><sup>-1</sup> a 750 L<sub>N</sub>.kg<sub>SVad</sub><sup>-1</sup>. Tais valores devem ser recuperados em no mínimo 80% em um teste controle (KUNZ *et al.*, 2022).

#### **4.8 Digestores anaeróbios**

Os biodigestores são estruturas que foram projetadas a fim de converter a matéria orgânica contida em seus substratos em biogás. Existem inúmeras tecnologias de biodigestores em todo o mundo.

O biodigestor de lagoa coberta (BLC) é a tecnologia/tipo de reator mais utilizado no Brasil, principalmente devido à facilidade na sua construção e operação (BIASI *et al.*, 2018). Por ser uma tecnologia simples, é indicada principalmente para regiões

quentes e para substratos que possuem teor de sólidos menores que 5% (KUNZ *et al.*, 2022).

Já o reator com tanque agitado continuamente (CSTR), apresenta-se como sendo a tecnologia mais utilizada no mundo para tratamento de resíduos agroindustriais. Os biodigestores do tipo CSTR representam aproximadamente 90% dos reatores erguidos na Europa. Com nível tecnológico superior ao dos biodigestores do tipo BLC, possuem manejo e operação mais sofisticados, e podem ser utilizados no tratamento dos mais diversos substratos, sendo indicado para trabalhar com teores de sólidos de até 15% (KUNZ *et al.*, 2022)

A sigla CSTR origina-se do inglês *Continuous Stirred Tank Reactor* (reator com tanque agitado continuamente). Esse modelo de biodigestor suporta elevadas cargas orgânicas volumétricas (1 a 4  $\text{kg}_{\text{sv}}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ ), e possui como principal característica presença de sistema de agitação, o que faz com que seu conteúdo esteja sempre em homogeneização. Com a presença de sistema de agitação os custos de implantação e manutenção de um CSTR são maiores, porém, esse sistema de agitação auxilia na transferência de calor e traz melhora no contato entre a matéria orgânica e os microrganismos. O bom funcionamento do sistema de agitação é fundamental e sua utilização implica em um ganho de 15 a 30% na produtividade de biogás (KUNZ *et al.*, 2022).

Nos biodigestores do tipo CSTR, o tempo de retenção hidráulica (TRH) e o tempo de retenção de sólidos (TRS) são iguais, pois parte-se do pressuposto que não há acúmulo de lodo dentro do reator. Geralmente o TRH mínimo dos reatores deste tipo fica entre 15 e 20 dias, e pode variar em função do tipo de substrato utilizado (KUNZ *et al.*, 2019).

O controle da temperatura por desse tipo de sistema garante uma maior capacidade de produção de biogás, colaborando com a estabilização do reator e com a manutenção da população de microbiana. Ou seja, em processos contínuos, como esse, o método de aquecimento da biomassa é de extrema importância. Vale lembrar também que a quantidade de sólidos no biodigestor afeta o seu volume e o processo de tratamento (KUNZ *et al.*, 2022).



#### 4.9 Panorama da geração de energia elétrica com a fonte Biogás

Um dos maiores desafios mundiais da atualidade, são os problemas ambientais. Dentre esses problemas podemos citar o uso dos combustíveis fósseis, que vem enfrentando, cada vez mais, obstáculos devidos à estes não serem de fontes renovais e devido à volatilidade de preços e a tendência de médio e longo prazos de diminuição na oferta. Diante disso, o biogás surge como uma alternativa sustentável e que vem tendo grande crescimento (MILANEZ, *et. al.*, 2018).

O biogás é um gás com alto poder calorífico, devido a quantidade de CH<sub>4</sub> ( $\pm 70\%$ ). Sua produção via DA, engloba processos controlados e otimizados, que visam a utilização do biogás tanto como energia térmica, energia elétrica, quanto como biocombustível em veículos, em substituição ao diesel. Durante a queima do biogás, o CH<sub>4</sub> é transformado em CO<sub>2</sub> e água, reduzindo o impacto ambiental e climático.

Segundo Duarte, *et. al.* (2022) a utilização de resíduos para geração de energia, além de diminuir os passivos ambientais pela utilização de resíduos, também representa uma redução na dependência do uso por combustíveis fósseis. De acordo com dados de 2020, divulgados pela Empresa de Pesquisa Energética (EPE), no Brasil desde o ano de 2010, a disponibilidade de biogás vem crescendo a uma média de 40% ao ano (EPE, 2020; ABIOGÁS, 2021).

Dados divulgados pela CIBiogás em 2021, mostram que, o Brasil contava com 638 usinas de biogás em operação naquele ano. Estas destinam-se a produção de energia térmica, elétrica, mecânica e produção de biometano/GNV. Ainda de acordo com a CIBiogás (2021), os principais substratos utilizados na DA, são provenientes de fontes agropecuárias, industriais, de resíduos sólidos urbanos ou ainda de efluentes oriundos das estações de tratamento de esgoto (CIBIOGÁS, 2021).

O uso do biogás em uma instalação pode torná-la energeticamente independente, por ser um gás com alto potencial energético, ser uma fonte renovável de energia e representar uma excelente alternativa econômica e ambiental. A produção de calor, eletricidade, cogeração, aplicações indústrias e combustível veicular, são também importantes usos finais do biometano (BUDZIANOWSKI e BRODACKA, 2016). Porém a produção de eletricidade e calor é mais utilizada a partir do uso direto do biogás (VEIGA, 2016).

#### 4.9.1 Identificação dos cenários de uso do biogás

A crise energética provocada pelo aumento acelerado da demanda de energia desafia pesquisadores a encontrar fontes alternativas que possam suprir, satisfatoriamente, essa defasagem. Desta maneira, novas formas de geração de energia elétrica têm ganhado força (WALKER, 2009). Desenvolvimento sustentável e energia tendem ao mesmo viés, pois para que ocorra o primeiro o segundo deve caminhar paralelamente a este, ou seja, não há desenvolvimento sustentável sem fontes de energia limpas e economicamente viáveis.

Segundo a Empresa de Pesquisa Energética (EPE, 2021), as energias não renováveis ainda representam a maior parcela de fonte energética elétrica mundial, mas as fontes de energia renováveis vêm crescendo cerca de 26,7%, sendo que desse percentual energia advinda de hidrelétricas possui 16,1%, a biomassa detém 2,4% e o conjunto de solar, eólica, marés e outras renováveis representam 8,2% da matriz (SILVA, *et. al.*, 2023).

Atualmente os combustíveis fósseis representam cerca de 80 % da matriz energética mundial. Porém com a tendência a buscas por energias renováveis e a diminuição de emissões de gases de efeito estufa, algumas mudanças nessa matriz energética vem ocorrendo (PIROUTEK, 2023).

O Brasil é detentor de um grande potencial energético baseado na produção de energias renováveis. Uma dessas fontes de energia renovável é o biogás, que pode ser produzido a partir de diversas matérias-primas/substratos oriundos da degradação de materiais orgânicos (PIROUTEK, 2023).

Quatro possíveis cenários estão sendo vislumbrados para a utilização do biogás produzido. O primeiro cenário prevê a substituição da lenha na caldeira geradora de vapor. Um segundo cenário considera a geração de energia elétrica para aplicação na própria empresa, o terceiro cenário admite o uso veicular do biometano e o quarto cenário seria o aproveitamento do CO<sub>2</sub> para processo de insensibilização dos animais no abate.

##### 4.9.1.1 Cenário1 – uso como energia térmica

Utilizar o biogás para produção de calor é a maneira mais fácil e barata de aproveitá-lo. Nesse caso, o biogás é queimado em uma caldeira, que está ligada a um

tanque de armazenamento. A utilização do biogás irá aumentar a segurança, reduzir custos, possibilitando uma gestão energética de qualidade na planta, podendo, desta forma, ser considerado como uma importante estratégia, para aumentar a eficiência energética da instalação frigorífica (KARLSSON, *et al.* 2014).

Ainda, irá reduzir os riscos ergonômicos para o operador da caldeira, pois segundo a metodologia de análise biomecânica ocupacional *NIOSH by OCRA* (MARCATTO, 2016), o manuseio das lenhas para alimentação manual da caldeira, pode expor o operador a um nível de riscos ergonômicos considerável, além da sua exposição ao calor. Isso provém da porta da fornalha da caldeira aberta.

#### 4.9.1.2 Cenário 2 – uso como energia elétrica

Biogás possui potencial para fornecer fontes de eletricidade baratas e limpas e, também, fontes de gás doméstico ou veicular, e seu uso como energia alternativa também diminui, consideravelmente, a poluição se comparado a outros combustíveis fósseis (VIEIRA, *et. al*, 2016).

Também pode ser utilizado na geração de energia elétrica (geradores movidos a gás) e, se instalado em propriedades rurais, pode ser uma fonte de renda para os agricultores, que podem comercializar o Biogás (VIEIRA, *et. al*, 2016). Na figura Figuras 9 temos algumas informações sobre o panorama de geração de energia elétrica brasileira com o uso de biogás



da capacidade mundial. Porém, com base nos dados da ANEEL (2021) a capacidade instalada no Brasil equivale a 1,5%.

#### 4.9.1.3 Cenário 3 – uso como combustível veicular

A medida em que os combustíveis oriundos de fontes fósseis ficam mais escassos, a tecnologia e os níveis de preços desses combustíveis aumentam. Diante disso, a busca por fontes renováveis vem ganhando mais força. Uma dessas fontes renováveis que vem ganhando espaço é o Biogás, e que no Brasil possui boas perspectivas futuras, pois há potencial de geração, consumo e distribuição (VIEIRA, et. al., 2016).

Um dos compostos do Biogás, o Biometano, pode ser utilizado como combustível, pois é menos poluente que o diesel. O biometano é resultante do processo de enriquecimento ou beneficiamento do biogás, e pode ser utilizado como substituto do gás natural veicular (GNV), após ser comprimido e armazenado (MIKI, 2017).

Partindo dessa prerrogativa, a empresa Scania, em parceria com a Itaipu Binacional, testou e comprovou que, em relação ao custo por quilômetro, veículos movidos a Biometano custam 56% à menos, do que um veículo similar movido a diesel. Desde março de 2020, a Scania produz caminhões com motores dedicados ao uso de bicompostos gasos. Sendo que esses veículos ser abastecidos com GNV, Biometano ou uma mistura/*blend* de ambos os combustíveis (SCANIA, 2015; SCANIA, 2021). Isso demonstra o potencial do uso de biogás/biometano como combustível, bem como seu valor econômico.

#### 4.9.1.4 Cenário 4 – aproveitamento do CO<sub>2</sub> para processo de insensibilização dos animais no abate

A aplicabilidade e usabilidade do CO<sub>2</sub>, no atordoamento ou a insensibilização pode ser considerado a primeira operação do abate propriamente dito. Determinado pelo processo adequado, o atordoamento consiste em colocar o animal em um estado de inconsciência, que perdure até o fim da sangria, não causando sofrimento desnecessário e promovendo uma sangria tão completa quanto possível (GIL e DURÃO, 1985).

A insensibilização com CO<sub>2</sub>, consiste na exposição direta ou progressiva a um ambiente com concentração acima de 80% de CO<sub>2</sub>. Normalmente, se utiliza uma concentração chamada de concentração máxima, que fica entre 90 e 95%. O CO<sub>2</sub> quando inalado em altas concentrações, produz insensibilidade no animal, o induz a uma acidose metabólica, provocando uma queda no pH do líquido que irriga o cérebro, causando perda gradual de consciência por inibição da atividade cerebral (CALVO VELARDE, *et. al.*, 2018).

Períodos prolongados de insensibilização, acarretam uma insensibilização irreversível. Dessa maneira, a sangria, terá o único propósito de realizar a retirada do sangue. No que tange os assuntos relacionados ao bem-estar animal, o uso prolongado da insensibilização é vantajoso, pois assegura que o animal não recuperará a consciência antes de sua morte, mesmo que haja demora na sangria (CALVO VELARDE, *et. al.*, 2018).

## 5 MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho experimental foi realizado no Laboratório de Experimentação e Análises Ambientais da Embrapa Suínos e Aves, que está localizada no município de Concórdia no estado de Santa Catarina. A Embrapa disponibilizou toda sua infraestrutura e equipamentos para que fosse possível a realização dos experimentos. Os experimentos foram realizados em escala de bancada e mantidos na Sala de Reatores Anaeróbios do Laboratório de Experimentação e Análises Ambientais (LEAA).

As amostras coletadas e utilizadas para realização do trabalho, foram coletadas em frigoríficos suinícolas, mais especificamente no sistema de tratamento de efluentes dos frigoríficos. As amostras são oriundas do processo de tratamento por flotação e foram coletadas e armazenadas em grandes recipientes até chegarem a Embrapa, após as mesmas foram facionadas e acondicionadas em frascos identificados, conforme a COV de trabalho dos reatores. As amostras foram mantidas sob refrigeração em freezer e geladeiras.

### 5.1 Caracterização dos flotados

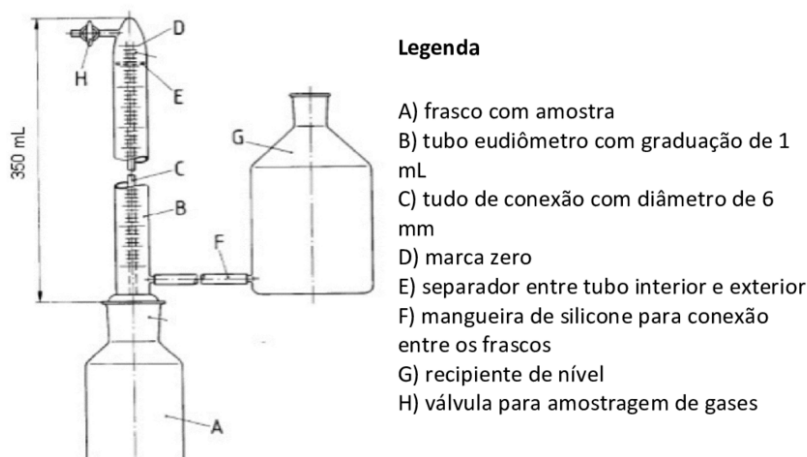
O percentual ou quantidade de ST, SV, SF e relação SV/ST foram determinados de acordo com o Standard Métodos (APHA, 2012). Realizou-se também testes de PBB e PBM dos flotados coletados nas duas empresas a fim de avaliar a degradação anaeróbia desses substratos orgânicos, seguindo a norma VDI 4630 (2006), que estabelece regras e necessidade de equipamentos para realização de testes de fermentação de materiais orgânicos.

A realização desses testes em batelada contribui com informações no que diz respeito a: a) possibilidade de produção de biogás e a degradabilidade biológica anaeróbia de determinado material ou de mistura de materiais; b) avaliação qualitativa da velocidade de degradação do material utilizado; e c) avaliação do efeito inibitório do material em determinado intervalo de tempo (KUNZ *et al.*, 2019).

Os ensaios para determinação de PBM e PBB foram conduzidos no LEB (Laboratório de experimentação em Biogás) da Embrapa Suínos e Aves. Para esses ensaios foram utilizados reatores de 250mL e o volume de gás foi medido com tubos eudiômetros graduados. A produção de biogás foi monitorada diariamente através do deslocamento da coluna de líquido selante no tubo eudiômetro, e o volume foi

corrigido às condições normais (273,15K e 1013hPa) e seu teste foi finalizado, após sua produção diária ficar menor do que 1% do volume total produzido pela amostra, conforme rege a VDI 4630 (2006).

**Figura 10 – Esquema de ensaios de PBB e PBM em tubos eudiômetros**



**Fonte: Adaptado de DIN 38414-8 (1985)**

## 5.2 Reatores do tipo CSTR

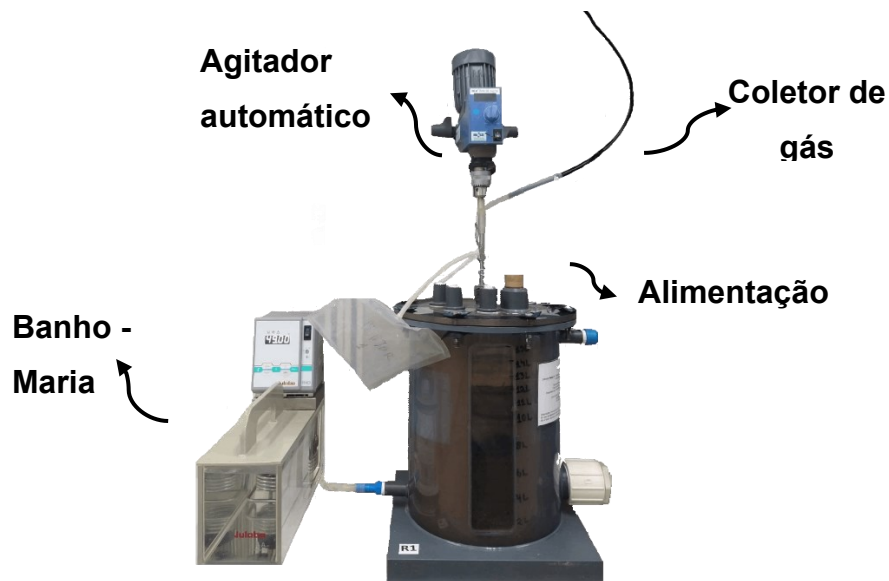
Os reatores utilizados para realização desse projeto são do tipo CSTR encamisados, a fim de que haja recirculação de água para aquecer o reator, ( $37^{\circ} \pm 1^{\circ}\text{C}$ ) controlada por banho termostático (JULABO, Modelo M8) contendo volume de 15 L e 12 L de volume útil. Estes reatores foram mantidos em regime de agitação intermitente, sendo 5 minutos de agitação (70 RPM em média (IKA®, RW 20 digital) e 20 minutos de sem agitação.

Foram realizados acompanhamentos contínuos da relação AI/AP, AGV, pH, nitrogênio amoniacal e serie de sólidos de todos os experimentos, por meio de coletas e análise do digestato dos reatores, duas vezes por semana.

Os reatores foram alimentados uma vez ao dia, e a alimentação é realizada na parte superior do reator (na tampa), por meio de uma tubulação afogada. Antes de realizar a alimentação, o sistema de agitação é ligado e uma parte do volume do reator (aproximadamente 5%) é recirculada; após isso, um volume igual ao da alimentação é descartado diariamente, a fim de manter o volume útil e TRH. A temperatura da sala onde foram realizados os experimentos foi mantida em  $20^{\circ}\text{C}$ . A Figura 10, mostra um dos reatores CSTR utilizados, onde observa-se saídas de gás, alimentação, entre outros.



Figura 11 - Foto de um dos reatores do tipo CSTR utilizados na experimentação



Fonte: autoria própria (2022).

### 5.3 Partida dos reatores CSTR com Flotado de DAF de frigorífico de abate de suínos

Para este trabalho, foram realizados quatro experimentos. Iniciou-se experimentos distintos, e em cada um tentou-se reproduzir o que poderia ser realizado em campo (escala real), de forma a deixar mais fácil seu enchimento, tendo em vista que é demasiadamente custoso transportar vários caminhões de inóculo para preencher o volume de um reator em escala real.

Todos os reatores utilizados possuíam um volume total de 15 litros, sendo que desses apenas 12 foram utilizados como volume útil, deixando dessa forma, 3L para *headspeace*. Esses também foram mantidos em sala com temperatura controlada, de 20°. O biogás produzido por eles foi coletado e analisado automaticamente por meio do equipamento Awiflex, da empresa Awite, que é um analisador que coleta e analisa as amostras de gás sem a necessidade do auxílio humano. Cada experimento foi desenvolvido levando-se em consideração alternativas que pudessem facilitar a execução de um projeto em campo, em escala real.

- *Experimento 1*: teve início com adição de com flotado oriundo de indústria suinícola, a uma COV de  $1,8 \text{ kg}_{\text{sv}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ , que correspondia a  $540 \text{ mL} \cdot \text{d}^{-1}$ , até atingir o volume útil 12L. Iniciou com aquecimento a 37°C e agitação a 70 rpm.

- *Experimento 2:* foi inoculado com 1,2 L de inóculo de dejetos suíno (reator UASB) + 540 mL de flotado + 10,26 L de água. Este já iniciou com aquecimento a 37°C, 70 rpm, COV 1,8 kg<sub>sv</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> e alimentação de 540 mL.d<sup>-1</sup>, sendo que o mesmo volume que era adicionado na alimentação, era descartado. Após 13 dias de operação e analisar a condição do reator por meio de análises físico-químicas, mudou-se a COV do reator para 0,99 kg<sub>sv</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>. Após decorridos 43 dias dessa mudança de COV, e após analisar a estabilidade do reator por meio das mesmas análises físico-químicas, decidiu-se por aumentar a COV para 1,4 kg<sub>sv</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>. O reator permaneceu nesta COV até sua finalização.
- *Experimento 3:* foi inoculado com 6 L de inóculo (2.800L de dejetos bovino + 3.200L de dejetos suíno). Este teve sua partida sem aquecimento, iniciando com 23 °C e tendo 1°C.d<sup>-1</sup> aumentado, a fim de que saísse de uma condição de temperatura ambiente para 37° gradualmente. Manteve-se a agitação em 70, rpm e estabeleceu-se uma COV de 0,5 kg<sub>sv</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> quando iniciou-se a alimentação do reator. O reator só começou a ser alimentado após alcançar 37°C. Houve a necessidade de suplementação de alcalinidade do reator devido a este iniciar sem aquecimento e demorar para ser aquecido. Após alcançar 37°C, fez-se a suplementação da alcalinidade com adição de 3L de *blend* de inóculo (50% dejetos bovino, 50% dejetos suíno).
- *Experimento 4:* foi inoculado com 1,2 L de inóculo (dejetos suíno da ETDS da Embrapa Suínos e Aves) + 4,8 L de água da lagoa 1 (lagoa anaeróbia da Embrapa Suínos e Aves) + alimentação com flotado na fração de 145 mL.d<sup>-1</sup> que corresponde a uma COV de 0,5 kg<sub>sv</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>. Aquecimento gradual a 37°C, e agitação a 70 rpm. Somente após alcançar 37°C, é que se deu início a alimentação diária do reator. Após seu enchimento, o mesmo volume de alimentação que era adicionado diariamente, também era retirado do reator, a fim de mantermos o TRH e seu volume útil de 12L. Após período de estabilidade a COV do reator foi aumentada para 1,0 kg<sub>sv</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, e novamente após outro período de estabilidade aumentou-se para 1,5 kg<sub>sv</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>. Depois de falhas no processo, fez-se o processo de recuperação do reator, onde o mesmo parou de receber alimentação com substrato (flotado) e foi suplementado com *blend* de dejetos suíno e bovino.

## 5.4 Métodos analíticos

Os ensaios foram realizados no Laboratório de Análises Físico-Químicas (LAFQ) da Embrapa Suínos e Aves em Concórdia/SC

O acompanhamento dos reatores deu-se pela realização de análises contínuas da relação AI/AP, AGV, pH, e nitrogênio amoniacal por meio de coletas e análises do digestato dos reatores, duas vezes por semana (Tabela 3).

**Tabela 3 - Análises realizadas, frequência analítica e metodologia utilizada**

ANÁLISES	AMOSTRAGEM	METODOLOGIA	REFERÊNCIA
AI/AP	Duas vezes por semana	Titulação com ácido sulfúrico	Liebetrau & Pfeiffer, (2016)
Amônia (N-NH <sub>3</sub> )	Duas vezes por semana	Colorimétrico	Model 2500, Fialab Instruments, Seattle, USA
AGV	Uma vez na semana	Cromatografia gasosa	Varian CP-3800 Walnut Creek, CA, USA
pH	Duas ou mais vezes na semana	Potenciométrico	Standard Métodos (APHA, 2012)
Sólidos (ST, SV, SF)	Quinzenalmente	Gravimetria	Standard Métodos (APHA, 2012)

Fonte: autoria própria (2023)

## 5.5 Medições da quantidade e qualidade do biogás

O volume de biogás produzido nos experimentos com reatores CSTR, foi mensurado em medidor de vazão volumétrico de circo revolução (Ritter Apparatebaum GmbH, modelo TG 0.5). A coleta e composição (qualidade) do biogás produzido (CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, CO, O<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S, H<sub>2</sub>) foram avaliados com auxílio do analisador automático AwifLEX Cool+, da empresa AWITE Bioenergie GmbH. As medições eram diárias, sendo que a qualquer momento do dia era possível observar esses resultados, apenas utilizando a tela do equipamento.

## 6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 6.1 Caracterização dos flotados

A caracterização dos flotados das empresas 1 e 2, deu-se pela média da coleta de cada empresa, sendo que para a Empresa 1 foram três coletas e para Empresa 2 apenas duas coletas. A média das coletas e análise da série de sólidos, extrato etéreo (EE) e nitrogênio (N) dos flotados de cada empresa está descrita na Tabela 4.

**Tabela 4 - Caracterização das amostras dos flotados quanto a concentração de ST, SV, SF, relação SV/ST, EE e N**

EMPRESA	ST (g.L <sup>-1</sup> )	SV (g.L <sup>-1</sup> )	SF (g.L <sup>-1</sup> )	SV/ST (%)	EE (%)	N (mg/kg)	
1	Jun 2020	44,00 ± 12,00	35,00 ± 7,00	8,00 ± 5,00	79,5	Na	Na
	Out 2021	74,08 ± 2,73	63,92 ± 2,85	11,17 ± 2,09	84,9	Na	Na
	Nov 2021	48,76 ± 1,07	39,17 ± 1,25	9,59 ± 0,35	80,4	1,32	4105
	Média	55,65 ± 4,49	45,70 ± 2,20	9,59 ± 1,68	81,6	-	-
2	Jun 2022	53,66 ± 8,39	50,65 ± 8,71	5,97 ± 5,67	89,4	16,38	8807
	Agos 2022	49,42 ± 2,67	44,46 ± 2,55	4,95 ± 3,67	91,0	Na	Na
	Média	51,54 ± 2,86	47,55 ± 3,08	5,46 ± 1,00	90,2	-	-

Na: não analisado.

Resultados expressos na base natural das amostras.

**Fonte: autoria própria (2023)**

Levando em consideração que quanto maior o teor de sólidos voláteis (SV), maior é o potencial desse substrato de produção de biogás, pode-se observar que as empresas 1 e 2 possuem flotado com valores relativamente satisfatórios de SV, porém quando comparamos tais valores aos encontrados por J. Palatsi *et al.* (2011) ( $82.66 \pm 0.76 \text{ g.L}^{-1}$ ) em processos DAF, observa-se que esse substrato não possui teor de SV tão alto, pois apresentou aproximadamente a metade do valor obtido por esse autor.

Reatores do tipo CSTR, que foram os utilizados nesse experimento, a concentração de sólidos totais fica entre 5 e 20%, especialmente no tratamento de resíduos animais (MAO *et al.*, 2015).

## 6.2 Quantidade e qualidade do biogás gerado

O PBM das diferentes coletas de flotado da empresa 1, utilizados na alimentação dos reatores durante todo o experimento 1, 2, 3 e 4 bem como o teor de CH<sub>4</sub> das amostras estão apresentados na Tabela 5. O PBB do flotado coletado em junho de 2020, foi de 560 ± 193 mL<sub>N</sub> de biogás/g<sub>SVad</sub>, já o PBM desse flotado foi de 395 ± 135 mL<sub>N</sub> de CH<sub>4</sub>/g<sub>SVad</sub>, e o teor de CH<sub>4</sub> médio durante o teste foi de 70%.

O PBB do flotado coletado em outubro de 2021, foi de 565 ± 98 mL<sub>N</sub> de biogás/g<sub>SVad</sub>, já o PBM desse flotado foi de 411 ± 71 mL<sub>N</sub> de CH<sub>4</sub>/g<sub>SVad</sub>, e o teor de CH<sub>4</sub> médio durante o teste foi de 73 %. O PBB do flotado coletado em novembro de 2021, foi cerca de 305 ± 73 mL<sub>N</sub> de biogás/g<sub>SVad</sub>, já o PBM desse flotado foi de 226 ± 54 mL<sub>N</sub> de CH<sub>4</sub>/g<sub>SVad</sub>, e o teor de CH<sub>4</sub> médio durante o teste foi de 74 %. A média entre as três coletas foi de BPP = 477 mL<sub>N</sub> de biogás/g<sub>SVad</sub>, CH<sub>4</sub> = 74%, e PBM = 345 mL<sub>N</sub> de biogás/g<sub>SVad</sub>. Os resultados de cada coleta estão descritos na tabela abaixo (Tabela 5).

**Tabela 5 - Potencial de produção de biogás (PBB), Potencial de produção de metano (PBM) e porcentagem de CH<sub>4</sub> para flotado da Empresa 1**

<b>Data de coleta dos Flotados Empresa 1</b>	<b>PBB (mL<sub>N</sub>_biogás · g<sub>SVad</sub><sup>-1</sup>)</b>	<b>CH<sub>4</sub> (%)</b>	<b>PBM (mL<sub>N</sub>_CH<sub>4</sub> /g<sub>SVad</sub>)</b>
Junho 2020	560 ± 193	70	395 ± 135
Outubro 2021	565 ± 98	73	411 ± 71
Novembro 2021	305 ± 73	76	226 ± 54

mL<sub>N</sub> = mililitro normalizado a 0° C e 1 atm; g<sub>SVad</sub> = gramas de sólidos voláteis adicionados.

NOTA 1: Como controle foi utilizado padrão de celulose microcristalina, apresentando fator de rendimento de biogás (RdB<sub>celulose</sub>) = 91,4%, calculado com base no valor de referência de 750 mL<sub>N</sub> de biogás/g<sub>SVad</sub>.

**Fonte: autoria própria (2023)**

Observa-se que há uma grande diferença entre as coletas de junho de 2020 e outubro de 2021, em relação a amostra de novembro de 2021; essa diferença pode

ser justificada devido a uma mudança no sistema de tratamento dos efluentes, que a empresa 1 teve nesse período.

Para o flotado oriundo da segunda empresa (Empresa 2), foram realizadas duas coletas de substrato, sendo assim, também se realizou análises de PBB, PBM e teor de CH<sub>4</sub> para as duas amostras coletadas. O PBM das diferentes coletas de flotado da empresa 2, utilizados durante todo o experimento 5, bem como o teor de CH<sub>4</sub> das amostras são apresentados na Tabela 6.

**Tabela 6 - Potencial de produção de biogás (PBB), Potencial de produção de metano (PBM) e porcentagem de CH<sub>4</sub> para flotado da Empresa 2**

<b>Data de coleta dos Flotados Empresa 2</b>	<b>PBB (mL<sub>N</sub>.biogás.g<sub>SVad</sub><sup>-1</sup>)</b>	<b>CH<sub>4</sub> (%)</b>	<b>PBM (mL<sub>N</sub>_CH<sub>4</sub> /g<sub>SVad</sub>)</b>
Junho 2022	1110 ± 154	65	717 ± 99
Agosto 2022	1172 ± 2	71	829 ± 1

mL<sub>N</sub> = mililitro normalizado a 0° C e 1 atm; g<sub>SVad</sub> = gramas de sólidos voláteis adicionados.

NOTA 1: Como controle foi utilizado padrão de celulose microcristalina, apresentando fator de rendimento de biogás (RdB<sub>celulose</sub>) = 91,4%, calculado com base no valor de referência de 750 mL<sub>N</sub> de biogás/g<sub>SVad</sub>.

**Fonte: autoria própria (2023)**

Observa-se que a coleta realizada no mês de Junho de 2022 obteve valores menores tanto para PBB e PBM, quanto para teor de CH<sub>4</sub>, sendo estes 1110 ± 154 mL<sub>N</sub>.biogás.g<sub>SVad</sub><sup>-1</sup>, 717 ± 99 mL<sub>N</sub> de CH<sub>4</sub>/g<sub>SVad</sub>, e 65 % CH<sub>4</sub>, respectivamente. Já a amostra coletada em agosto do mesmo ano, apresentou maior potencial para produção de biogás e de metano, sendo que esta coleta obteve 1172 ± 2 mL<sub>N</sub>.biogás.g<sub>SVad</sub><sup>-1</sup> para PBB, 829 ± 1 mL<sub>N</sub> de CH<sub>4</sub>/g<sub>SVad</sub> para PBM e 71% de CH<sub>4</sub> na composição do biogás produzido.

Além disso nota-se que o desvio padrão das amostras da segunda coleta (agosto de 2022) da Empresa 2, foi muito baixo quando comparado ao da coleta de junho de 2022. Os valores obtidos para ambas as coletas são as médias obtidas durante a realização de todo o experimento do estudo de potencial (41 dias).

## 6.3 Experimentos preliminares para avaliação da partida de processo

### 6.3.1 Experimento 1 – sem adição de inóculo

O acompanhamento da relação Al/AP fornece informações importantes para a avaliação do comportamento e da estabilidade do reator. De acordo com Kunz *et al.*, (2022) a faixa ideal de pH para organismos anaeróbios mesofílicos, é entre 6,7 e 7,5 e durante os 22 dias de operação do reator, o pH do mesmo manteve-se constante não ultrapassando 6,69, valor muito próximo da faixa ideal para organismos mesofílicos. Observa-se que ao longo dos 22 dias de operação do reator sua relação Al/AP ou FOS/TAC manteve-se com média de  $2,020 \text{ mg}_{\text{Hac}}.\text{mg}_{\text{CaCO}_3}^{-1}$ , sendo, portanto, uma média alta, pois segundo Mézes, *et al.* (2011) uma faixa ideal de trabalho de relação Al/AP seria 0,3 - 0,4  $\text{mg}_{\text{Hac}}.\text{mg}_{\text{CaCO}_3}^{-1}$ .

Observou-se durante todo o experimento, que a concentração de NAT foi baixa, em média  $1378 \pm 169 \text{ mg.L}^{-1}$ , enquanto a concentração média de amônia livre foi de  $12 \pm 0 \text{ mg.L}^{-1}$ . Valores baixos quando comparados aos encontrados em literatura. Na literatura, as inibições para NAT e amônia são relatadas em concentrações entre 1,5 e 7  $\text{g.L}^{-1}$  e 0,05 e 1,45  $\text{g.L}^{-1}$ , respectivamente (RAJAGOPAL *et al.*, 2013).

Embora os valores encontrados para NAT e amônia livre fossem baixos, não demonstrando inibição no processo, percebeu-se que a estratégia de realizar o enchimento do reator apenas com flotado e sem inóculo não é interessante, pois necessita-se de um bom inóculo para que haja desempenho dos microrganismos metanogênicos e para que haja tamponamento no sistema. Tal afirmação deve-se ao fato do pH não se enquadrar na faixa considerada ideal pela literatura, e a relação Al/AP manter-se alta, mesmo com os parâmetros de NAT e AL estando dentro da faixa ideal de operação de reatores com organismos mesofílicos.

O Experimento foi encerrado devido aos seus resultados de relação Al/AP e pela produção de gás ter sido muito baixa ou não identificada. Observou-se que a estratégia de dar partida a um reator, utilizando o substrato flotado e sem adição de inóculo não se faz interessante, pois o flotado em questão é pobre em microrganismos metanogênicos. Não há gráficos do experimento 1.

### 6.3.2 Experimento 2 – Com adição de inóculo, água e flotado

O Experimento 2 teve sua partida com inoculação do dejetos suíno, flotado e água, totalizando 12 L. Este teve sua COV inicial de  $1,8 \text{ kg}_{\text{SV}}.\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ , e aquecimento a  $37 \text{ }^{\circ}\text{C}$  desde o primeiro dia de operação.

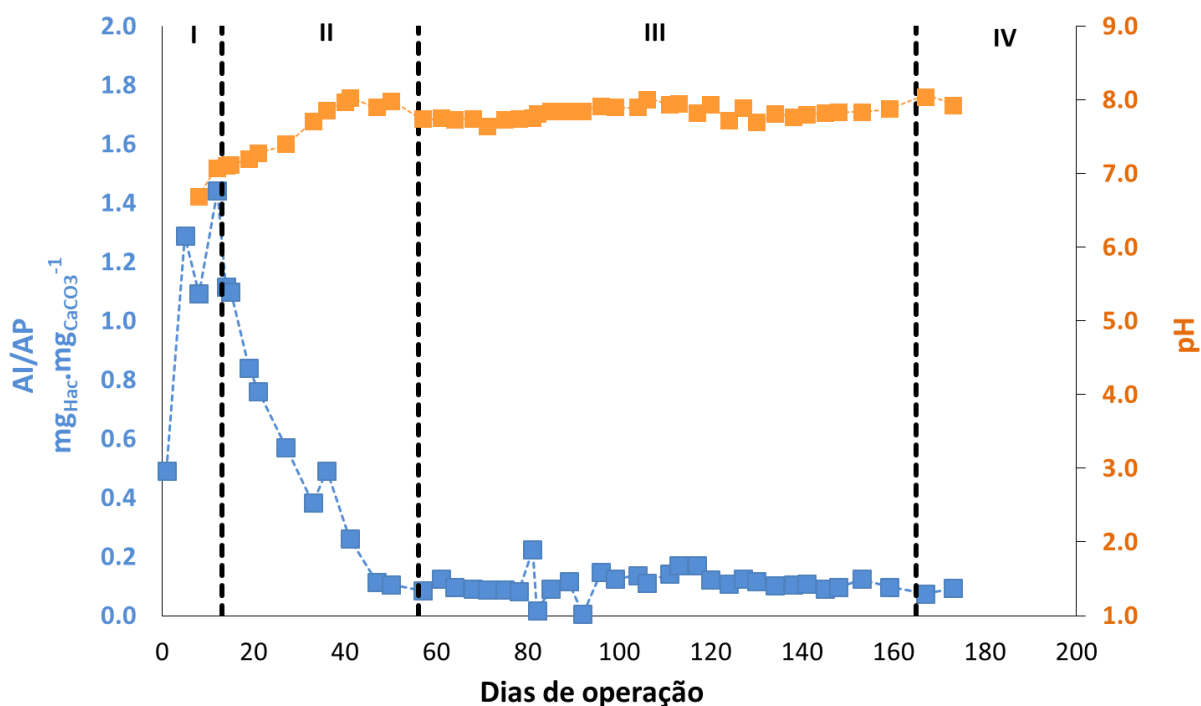
Durante a fase I, com uma COV estabelecida de  $1,8 \text{ kg}_{\text{SV}}.\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$  o experimento apresentou valores altos para a relação AI/AP  $0,49 \text{ mg}_{\text{HAc}}.\text{mg}_{\text{CaCO}_3}^{-1}$ . De acordo com Mézes *et al.* (2011), relações com valores até  $0,40 \text{ mg}_{\text{HAc}}.\text{mg}_{\text{CaCO}_3}^{-1}$  sugerem que não haja problemas no processo de inibição ao acúmulo de ácidos graxos voláteis. Valores superiores podem indicar acúmulo de ácidos e possíveis inibições no processo.

Como os valores de AI/AP encontrados estavam acima da faixa considerada como ideal, decidiu-se por uma mudança na COV para  $0,99 \text{ kg}_{\text{SV}}.\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ . Após a mudança de COV, houve uma queda na relação AI/AP, que manteve-se próxima a  $0,10 \text{ mg}_{\text{HAc}}.\text{mg}_{\text{CaCO}_3}^{-1}$  durante a fase II, e estável em  $0,11 \text{ mg}_{\text{HAc}}.\text{mg}_{\text{CaCO}_3}^{-1}$  durante toda a fase III, que representava uma COV de  $1,4 \text{ kg}_{\text{SV}}.\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$  (Figura 12).

O pH médio da Fase I foi por volta de 6,80 e teve uma leve tendência de aumento, chegando a, em média 7,86, na Fase II. Na Fase III, o pH do sistema teve uma tendência estabilidade, de forma que se encerrou o experimento com pH médio em torno de 7,9. Na Figura 12, acompanhar a relação AI/AP e o pH do experimento durante as três fases do experimento, fases estas que compreendem as três COV que o reator foi submetido.



**Figura 12 - Acompanhamento da relação Al/AP e pH durante as três fases do Experimento 2 – Com adição de inóculo, água e flotado**

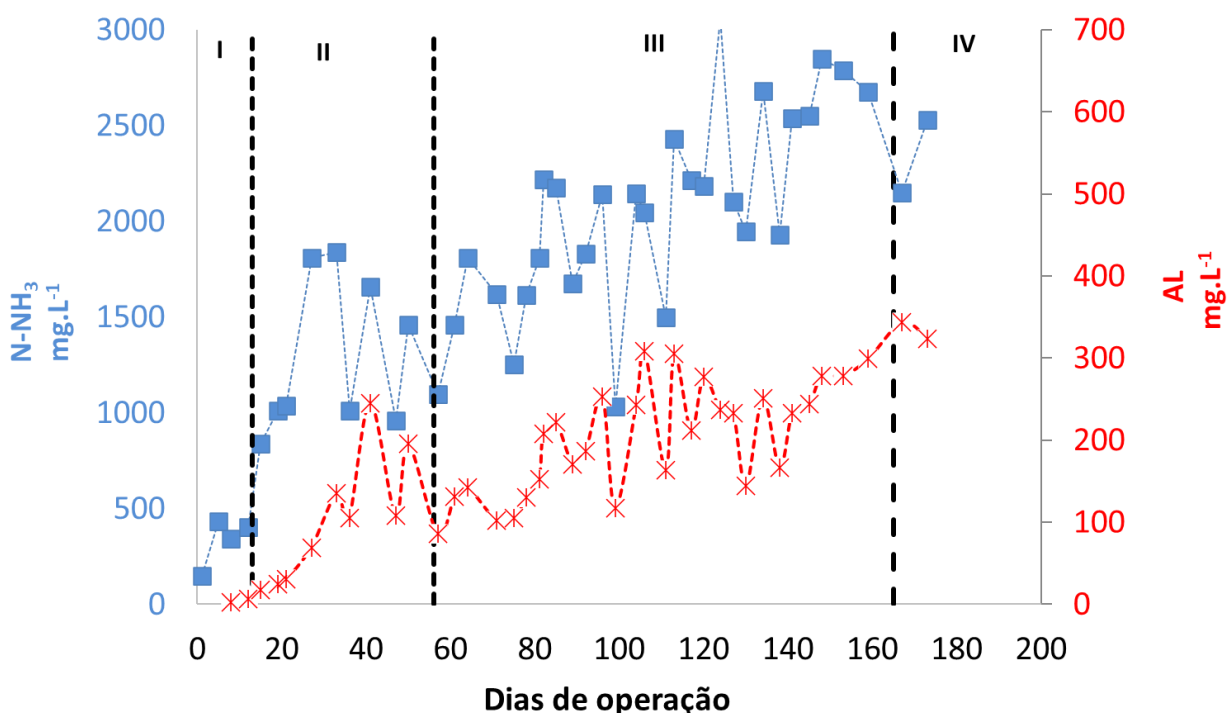


I - COV  $1,8 \text{ kg}_{\text{SV}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ; II - COV  $0,99 \text{ kg}_{\text{SV}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ; III - COV  $1,4 \text{ kg}_{\text{SV}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ; IV - período sem alimentação

Fonte: autoria própria (2023)

A concentração de NAT teve uma tendência de aumento no decorrer das fases, chegando a  $2848 \text{ mgN} \cdot \text{L}^{-1}$ , e média geral de  $1750 \pm 719 \text{ mgN} \cdot \text{L}^{-1}$ . Tal aumento deve-se ao fato do flotado (substrato utilizado) conter alto teor proteico e gorduroso (OLIVO, 2006). Outro fator que corrobora com o aumento gradual da concentração de NAT, é que a acidogênese de proteínas liberam NAT (KUNZ *et al.*, 2022). Podemos observar a variação de NAT e AL na Figura 13.

**Figura 13 - Acompanhamento de Amônia e Amônia livre nas três fases do Experimento 2 – Com adição de inóculo, água e flotado**



I - COV 1,8 kg<sub>SV</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>; II - COV 0,99 kg<sub>SV</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>; III - COV 1,4 kg<sub>SV</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>; IV - período sem alimentação

Fonte: autoria própria (2023)

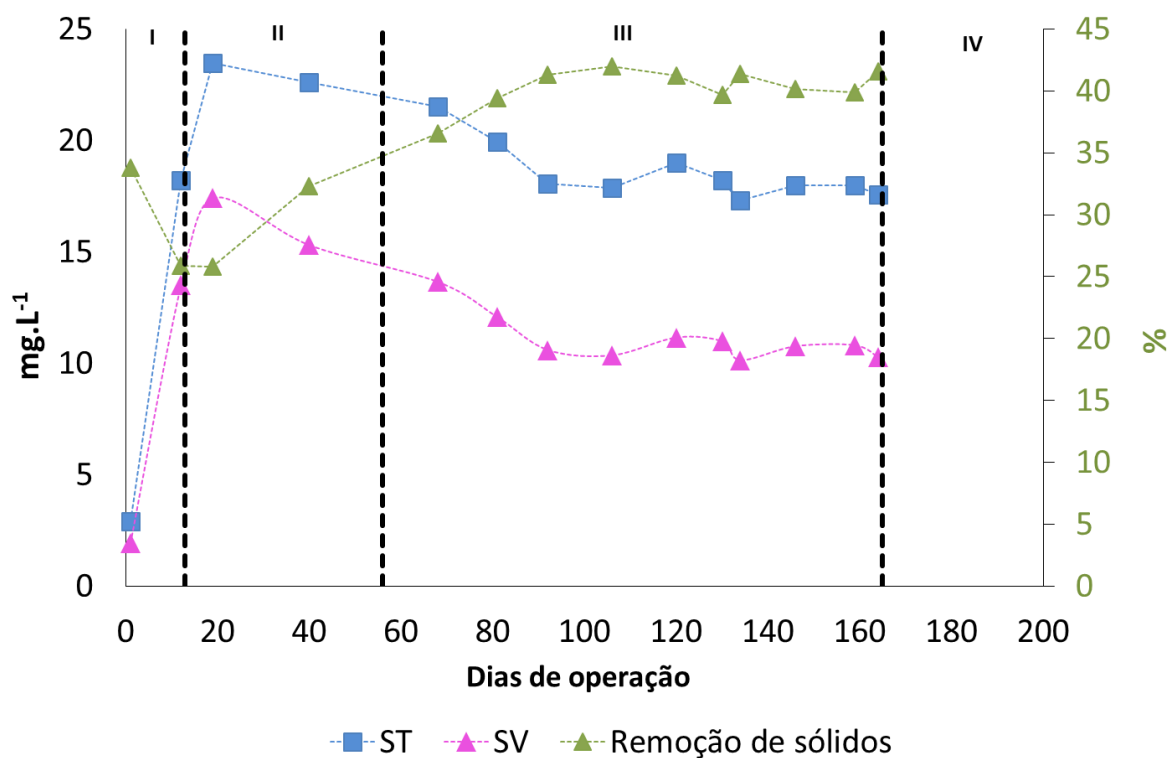
A amônia livre permaneceu próximo a 7 mg.L<sup>-1</sup> na fase I, tendo uma leve tendência de aumento nas Fases II e III, chegando até 344 mg.L<sup>-1</sup> na Fase III (Figura 13). Concentrações de nitrogênio amoniacal inferiores a 200 mg L<sup>-1</sup> podem beneficiar o processo de DA, pois os microrganismos podem utilizar-se dessa amônia livre como fonte de nitrogênio para desempenhar funções vitais, como síntese celular. Autores como Garcia e Argenet (2009) apresentaram inibições em processos de digestão utilizando dejetos suíno, com concentrações acima de 200 mg.L<sup>-1</sup>, pH 7,6 e a 35°.

Os resultados encontrados por Rodriguez *et al.*, (2011) se assemelham aos encontrados neste experimento, com concentrações acima de 375 mg.L<sup>-1</sup> de amônia livre podem ser consideradas como preocupantes para digestão anaeróbica, podendo afetar a eficiência do processo. Já para Hasen *et al.*, (1998) a amônia livre é definida como um problema quando se apresenta acima de 1,10 g.L<sup>-1</sup>.

Para tanto, os valores encontrados neste experimento indicam baixa concentração de amônia livre, não ocasionando, portanto, perdas de eficiência no processo de digestão anaeróbica, nem inibições no processo.

Observa-se na Figura 15 que o teor de sólidos dentro do reator apresentou pouca variação durante o período de operação. Sendo que a porcentagem de sólidos voláteis foi em média 20%, e o teor de sólidos totais 33%, e uma remoção média de sólidos de aproximadamente 40%. De acordo com Kunz *et al.*, (2022) o processo de tratamento e o volume do reator são afetados diretamente pela quantidade de sólidos presente no biodigestor. Reatores do tipo CSTR suportam elevadas concentrações de sólidos (próximo a 10% m.v<sup>-1</sup>) (Kunz *et al.*, 2022).

**Figura 14 - Acompanhamento de sólidos do Experimento 2 – Com adição de inóculo, água e flotado**



I - COV 1,8 kg<sub>sv</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>; II - COV 0,99 kg<sub>sv</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>; III - COV 1,4 kg<sub>sv</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>; IV - período sem alimentação

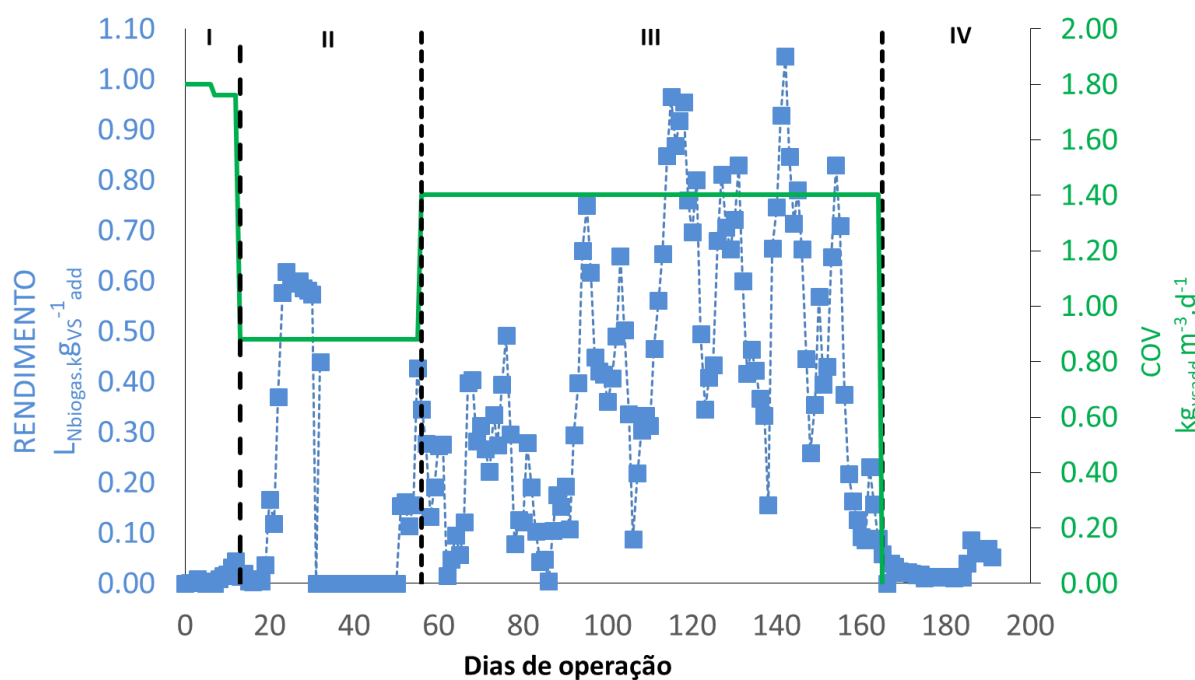
Fonte: autoria própria (2023)

Ao observarmos os gráficos de rendimento e produtividade do reator (Figura 15 e Figura 16), nota-se que ambos variaram muito durante todo o período do experimento. Sendo que após estabelecida a COV em 1,4 kg<sub>sv</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> tais valores oscilaram, isso deve-se a possíveis vazamentos de biogás no reator. Devido a tais oscilações, não houve progressão de carga de 1,4 para 1,8 kg<sub>sv</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> que era a carga estabelecida como sendo a maior COV de trabalho para este experimento.

De acordo com Kunz *et al.*, (2022) a COV é responsável por influenciar na dinâmica total do processo de digestão anaeróbia, e COVs baixas podem resultar em baixa atividade biológica dos microrganismos, assim como elevadas COVs podem ocasionar acúmulo de ácidos orgânicos voláteis levando ao colapso do processo.

Em relação ao rendimento de biogás, na Fase I o reator apresentou média de rendimento de  $0,0113 \pm 0,01 \text{ L}_{\text{Nbiogas.kgVS}^{-1}\text{add}}$ , na Fase II o rendimento médio foi de  $0,3975 \pm 1,62 \text{ L}_{\text{Nbiogas.kgVS}^{-1}\text{add}}$ , já na última fase, Fase III o rendimento médio de biogás foi  $0,3312 \pm 0,28 \text{ L}_{\text{Nbiogas.kgVS}^{-1}\text{add}}$ . Após o início do período sem alimentação, o reator apresentou tendência de queda no rendimento até o fim de sua operação. Na Figura 15 pode-se identificar essas oscilações no rendimento de biogás do Experimento 2.

**Figura 15 - Gráfico do rendimento de biogás e COV do experimento 2 – Com adição de inóculo, água e flotado**



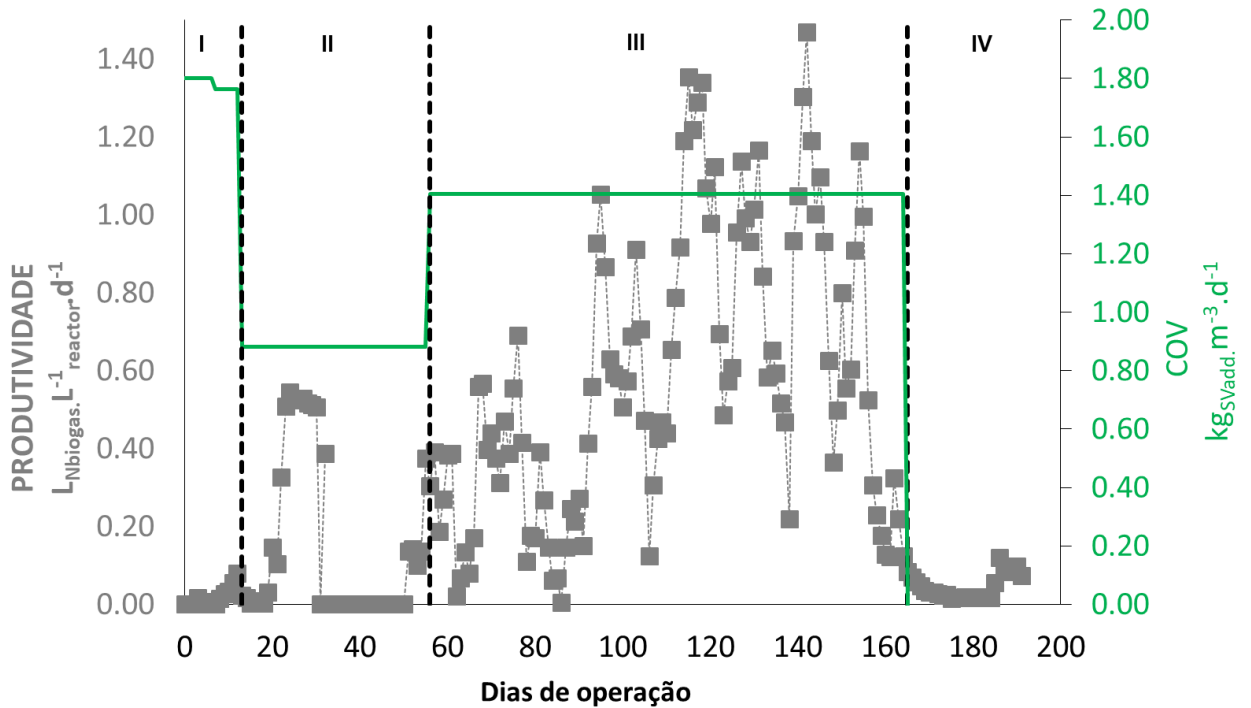
I - COV  $1,8 \text{ kg}_{\text{sv.m}^{-3}\text{.d}^{-1}}$ ; II - COV  $0,99 \text{ kg}_{\text{sv.m}^{-3}\text{.d}^{-1}}$ ; III - COV  $1,4 \text{ kg}_{\text{sv.m}^{-3}\text{.d}^{-1}}$ ; IV - período sem alimentação

Fonte: autoria própria (2023)

No que diz respeito a produtividade de biogás ao longo do Experimento 2, apresentada na Figura 16, observa-se que a produtividade de biogás também teve grandes oscilações, essas as quais foram originadas devido a pequenos vazamentos de gás, que não foram passíveis de solução. Observando a Figura 16, nota-se que na

Fase I, Fase II e Fase III a produtividade média foi de  $0,020 \pm 0,025$ ;  $0,351 \pm 1,428$  e  $0,464 \pm 0,393$   $L_{Nbiogas}.L^{-1}reactor.d^{-1}$ , respectivamente. Nota-se que após cessar a alimentação, a produtividade teve grande queda.

**Figura 16 - Produtividade X COV do Experimento 2 – Com adição de inóculo, água e flotado**



I - COV  $1,8 kg_{SV}.m^{-3}.d^{-1}$ ; II - COV  $0,99 kg_{SV}.m^{-3}.d^{-1}$ ; III - COV  $1,4 kg_{SV}.m^{-3}.d^{-1}$ ; IV - período sem alimentação

Fonte: autoria própria (2023)

Este experimento foi interrompido devido à falta de substrato para alimentação, essa falta de substrato ocorreu devido a indústria que fornecia o flotado para realização dos experimentos, ter feito mudanças em sua planta de tratamento, o que afetou diretamente a produção e qualidade do flotado.

### 6.3.3 Experimento 3 – Com inóculo, água da lagoa anaeróbia, aquecimento gradual COV 0,5

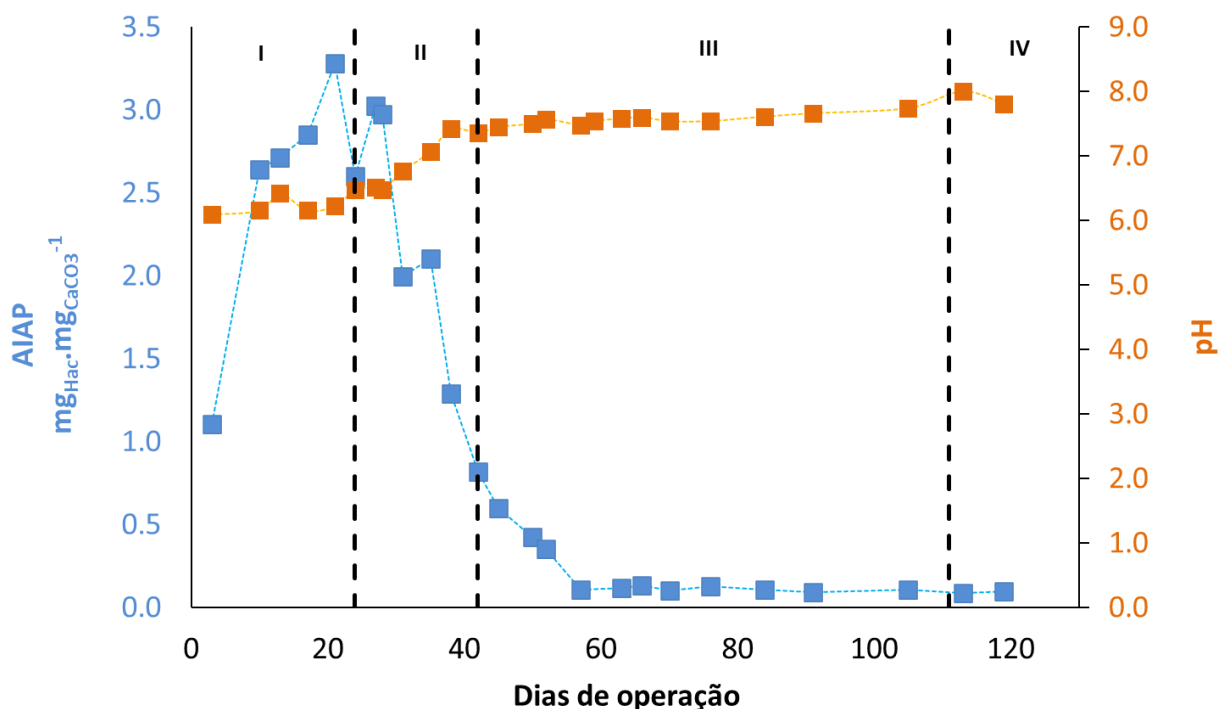
Conforme pode-se observar na Figura 17, antes da suplementação de alcalinidade e do processo de aquecimento à 37°C, a relação Al/AP apresentou valores considerados elevados para o que é apresentado na literatura, chegando próximo a 3,5 mg<sub>HAc</sub>.mg<sub>CaCO<sub>3</sub></sub><sup>-1</sup>. Pós o processo de aquecimento a relação Al/AP diminuiu para média de 2,35 ± 0,66 mg<sub>HAc</sub>.mg<sub>CaCO<sub>3</sub></sub><sup>-1</sup>. Observa-se também que depois de realizada a suplementação de alcalinidade a relação Al/AP continuou a cair até estabilizar-se, chegando a valor médio de 0,115 ± 0,23 mg<sub>HAc</sub>.mg<sub>CaCO<sub>3</sub></sub><sup>-1</sup>.

Para Ren *et al.* (2018) um sistema de digestão anaeróbia estável, possui concentrações de ácidos graxos voláteis entre 50 - 250 mg.L<sup>-1</sup>. Mézes *et al.* (2011) relataram que relações Al/AP inferiores a 0,300 mg<sub>HAc</sub>.mg<sub>CaCO<sub>3</sub></sub><sup>-1</sup> podem indicar que o reator ou sistema esteja em subcarga, demonstrando que provavelmente o reator se encontrava nessa situação.

No início do Experimento 3, este apresentava valores baixos de pH (média de 6,26). Essa baixa no pH pode ser justificada pela falta de aquecimento, pois em processos contínuos o aquecimento é extremamente importante, podendo ser de diferentes formas, aquecimento do substrato, aquecimento direto da biomassa ou circulação de água via serpentinas internas aos reatores (Kunz *et al.*, 2022).

Após o início do processo de aquecimento pode-se observar o aumento gradativo no pH de 6,48 para 7,80. O pH atingiu valor considerado padrão para as arqueas metanogênicas, entre 6,5 e 7,5 (BOE, 2006). Este aumento demonstrou juntamente com relação Al/AP que houve uma melhora significativa no experimento após aquecimento e suplementação, e que poderia ser realizado um aumento de COV, visto que o experimento estava trabalhando em subcarga. Na Figura 17 observa-se o acompanhamento do pH e da relação Al/AP.

**Figura 17 - Relação AI/AP e pH do Experimento 3 - Com inóculo, aquecimento gradual, suplementação de alcalinidade**



I - Período sem aquecimento; II - Início do aquecimento; III - Pós suplementação; IV - Período de falta de substrato para alimentação

**Fonte: autoria própria (2023)**

Pode-se observar na Figura 18, que ao longo do período de operação do Experimento 3, houve um aumento tanto na amônia, quanto na amônia livre. Antes do processo de aquecimento e suplementação a amônia que saía do reator, encontrava-se em média  $988,30 \pm 330,76 \text{ mg.L}^{-1}$ , já após esse processo observou-se média de  $1399,23 \pm 222,25 \text{ mg.L}^{-1}$  somente com o processo de aquecimento, e de  $1377,94 \pm 556,65 \text{ mg.L}^{-1}$  após aquecimento e suplementação de alcalinidade.

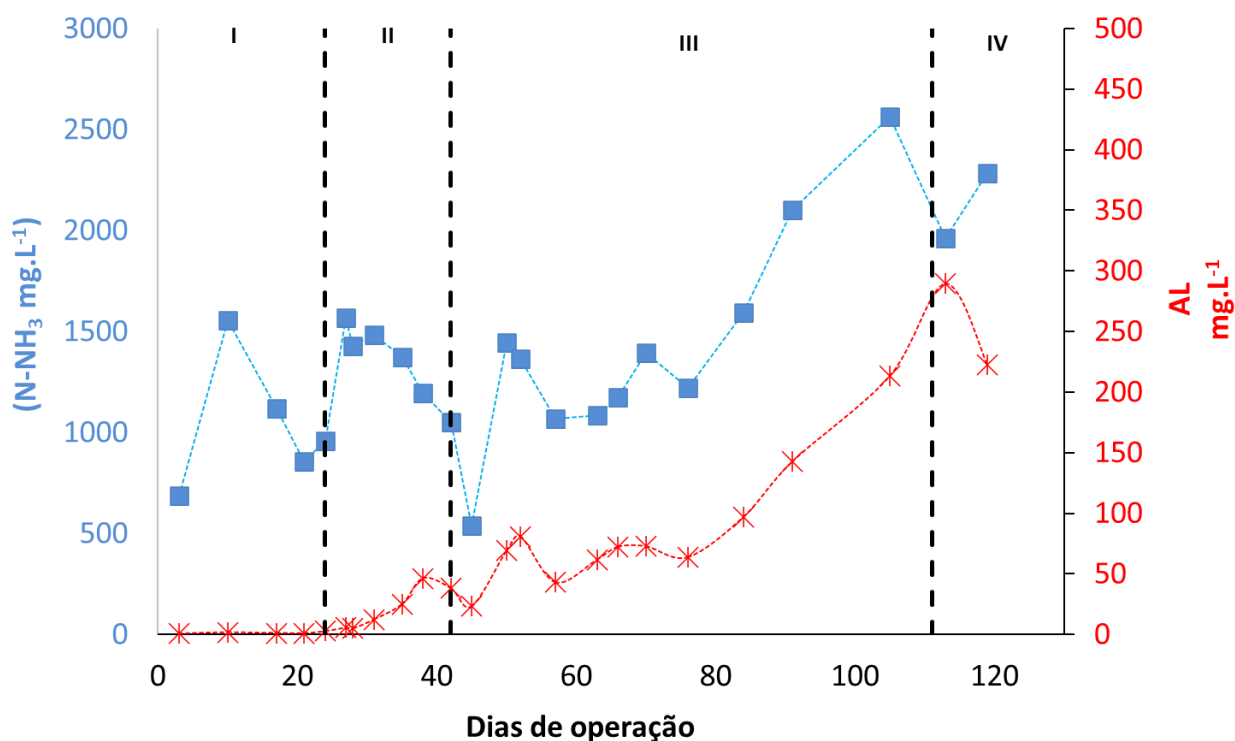
Já a amônia livre encontrava-se em torno de  $1,115 \pm 0,79 \text{ mg.L}^{-1}$  no período inicial, sem aquecimento; subindo para  $12,35 \pm 17,38$  no período de aquecimento e  $72,46 \pm 80,66 \text{ mg.L}^{-1}$  depois de aquecido e suplementado.

De acordo com De Prá *et al.* (2013), a amônia enquadra-se como nutriente essencial para que os microrganismos anaeróbios se desenvolvam, porém quando em concentrações elevadas, a mesma pode ser tóxica aos microrganismos. Ainda de acordo com De Prá *et al.* (2013) a relação entre pH e temperatura do substrato, está diretamente ligada a produção de amônia livre, e esta por sua vez, quando em altas

concentrações, além de ser tóxica aos microrganismos, pode gerar inibição ao processo de DA.

Garcia e Argenent (2009) reportam inibições no processo de DA, com amônia livre em concentrações superiores a 200 mg.L<sup>-1</sup>, 35 °C e pH 7,6; demonstrando a relação entre temperatura e pH nas concentrações de AL. Já para outros autores como Rodríguez *et al.*, (2011) concentrações de AL inferiores a 375 mg.L<sup>-1</sup> não representam riscos a eficiência do processo, portanto não resultam em inibições.

**Figura 18 - Amônia e amônia livre do Experimento 3 - Com inóculo, aquecimento gradual, suplementação de alcalinidade**



I - Período sem aquecimento; II - Início do aquecimento; III - Pós suplementação; IV - Período de falta de substrato para alimentação

**Fonte: autoria própria (2023)**

No que se refere ao rendimento (Figura 19) e produtividade (Figura 20) do Experimento 3, podemos observar o mesmo tipo de comportamento do Experimento 2. Ambos os experimentos tiveram o mesmo perfil, oscilações em seu rendimento e produtividade, o que impedia que fossem feitas progressões de carga devido ao coeficiente de variação de produção e rendimento de biogás estar acima de 10%, sendo que isso deveu-se a possíveis vazamentos no reator. Este limite de 10% de variação é uma segurança estabelecida, onde estipulou-se que deveria haver pelo

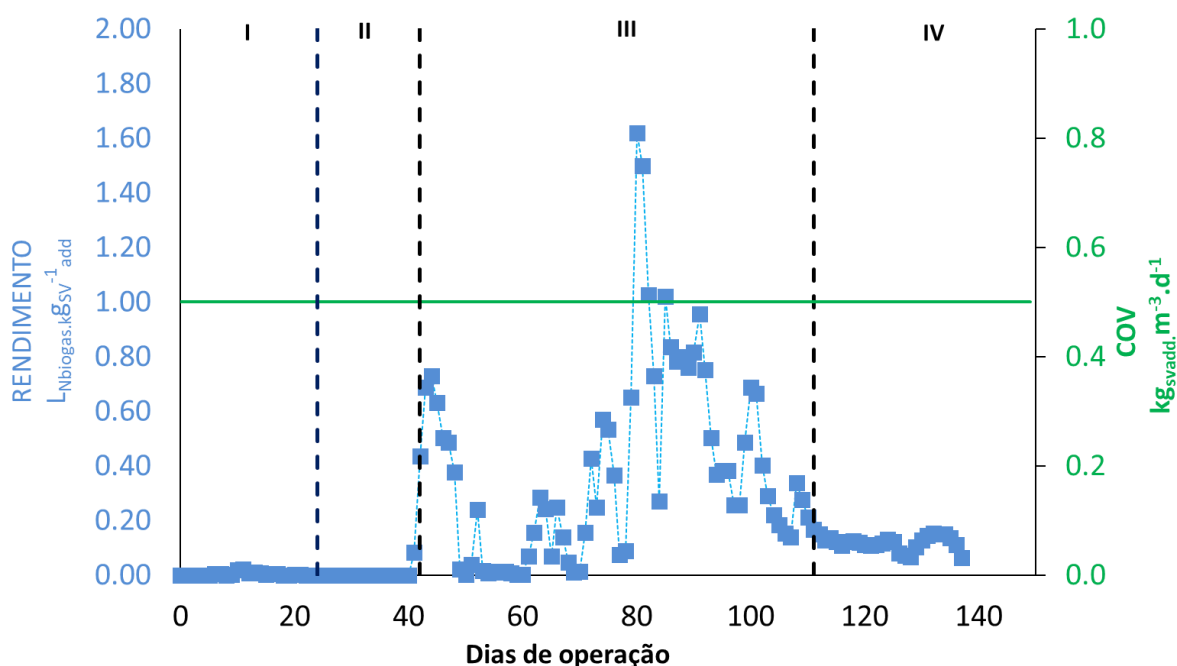


menos cinco dias de resultados estáveis e com rendimento e produtividade com menos de 10% de variação.

No Gráfico de rendimento de biogás do Experimento 3 (Figura 19), observa-se que assim como no Experimento 2 houve oscilações referentes a pequenos vazamentos e que na fase anterior ao aquecimento e suplementação o rendimento de biogás apresentava-se praticamente nulo.

Somente após o período de aquecimento e suplementação é que ocorreram registros de rendimento de biogás, sendo que a média de rendimento do período após esse período inicial foi  $0,16 \pm 0,32 \text{ L}_{\text{Nbiogas.kgSV}^{-1}\text{add}}$  para COV de  $0,5 \text{ kg}_{\text{SVadd.}}\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ . Tápparo *et al.* (2020) reporta que a utilização de codigestão de carcaça com dejetos suíno, comparado com a monodigestão de dejetos suíno, causa efeito sinérgico o que proporciona maior rendimento de biogás.

**Figura 19 - Rendimento de biogás e COV do Experimento 3 - Com inóculo, aquecimento gradual, suplementação de alcalinidade**

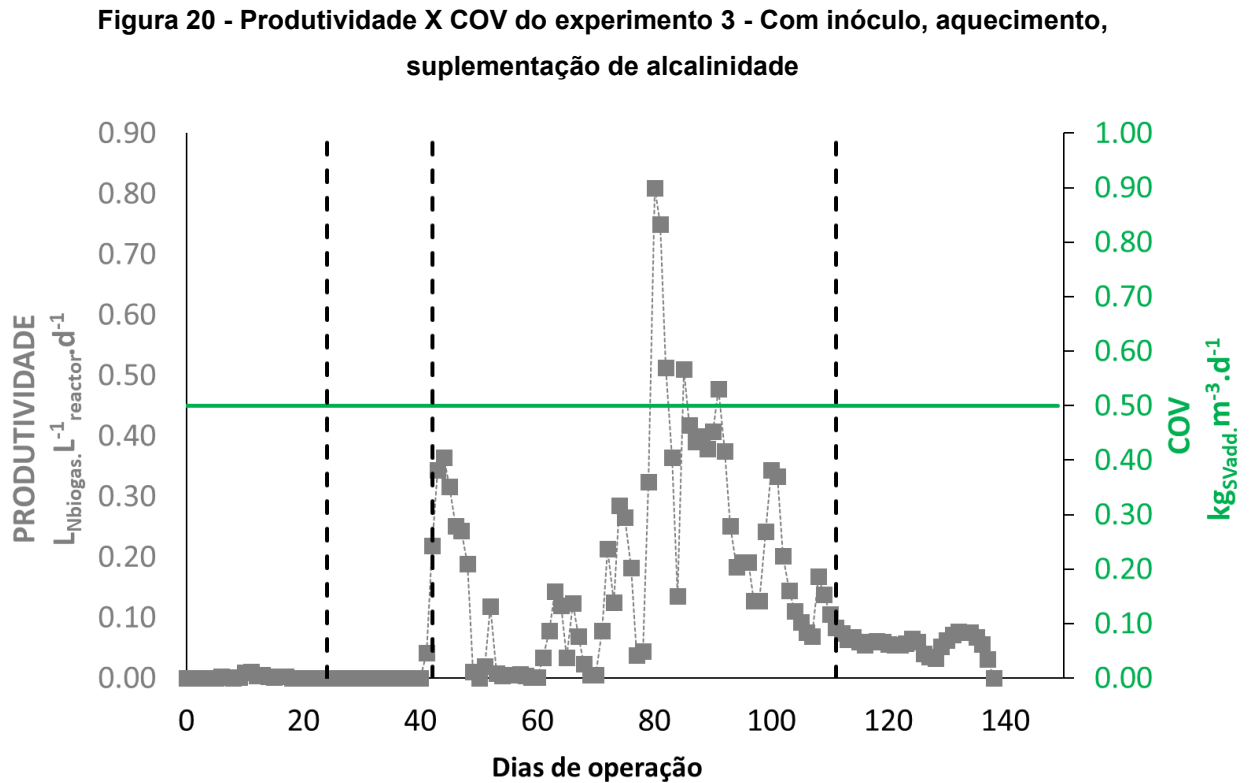


I - Período sem aquecimento; II - Início do aquecimento; III - Pós suplementação; IV - Período de falta de substrato para alimentação

**Fonte: autoria própria (2023)**

Como pode-se avaliar na Figura 20, a produtividade de biogás do Experimento 3 também teve alguns problemas relacionados a vazamentos de gás, o que fez com que houvesse oscilações no que diz respeito a quantidade diária de biogás e

rendimento do mesmo. A produtividade média de biogás do Experimento 3, após o início da contabilização de gás (após 40 dias) foi de  $0,077 \pm 0,16 \text{ L}_{\text{Nbiogas}} \cdot \text{L}^{-1}_{\text{reactor}} \cdot \text{d}^{-1}$  para uma COV de  $0,5 \text{ kg}_{\text{SV}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ .



I - Período sem aquecimento; II - Início do aquecimento; III - Pós suplementação; IV - Período de falta de substrato para alimentação

Fonte: autoria própria (2023)

#### 6.3.4 EXPERIMENTO 4 – Com adição de 10% de inóculo, água da Lagoa anaeróbia e aquecimento gradual

O experimento foi iniciado com aquecimento gradual da temperatura até alcançar  $37 \text{ }^\circ\text{C}$ . A inoculação deu-se com 1,2 L de inóculo suíno oriundo da Estação de Dejetos Suínos (ETDS) da Embrapa Suínos e Aves e 4,8 L de água da lagoa anaeróbia também da Embrapa Suínos e Aves, iniciou-se o reator com esse volume (6L), a fim de que este ficasse “afogado” (houvesse contabilização do gás). Esta estratégia surgiu a fim de suprir possíveis dificuldades em obter inóculo suficiente para encher o reator em um cenário em escala plena, com vazão média de  $120 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  de

dejetos, e um tanque com 2666 m<sup>3</sup>. Considerando que seriam disponibilizados caminhões tanque de 8 a 20 m<sup>3</sup> de capacidade, resultaria em 16 cargas ou viagens.

Após finalizar o período de rampa de aquecimento (1 °C.d<sup>-1</sup>), iniciou-se a alimentação do reator com uma COV de 0,5 kg<sub>sv</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> (Fase I), ao realizarmos análises de alcalinidade, pH, amônia, ácidos graxos, e sólidos, e rendimento e produtividade, realizou-se progressão de carga para 1,0 (Fase II) e subsequentemente a 1,4 kg<sub>sv</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> (Fase III). A Fase IV é identificada como sendo fase de recuperação do experimento. Os resultados obtidos pelas análises físico-químicas mostram que esse experimento teve resposta satisfatória ao processo de inoculação utilizado, sendo que se obteve na Fase I valores médios para relação Al/AP de 0,088 ± 0,091 mg<sub>Hac</sub>.mg<sub>CaCO<sub>3</sub></sub><sup>-1</sup>, conforme pode-se observar na Figura 21.

Como os valores de Al/AP encontrados na Fase I encontravam-se dentro da faixa considerada como ideal, decidiu-se por uma mudança na COV de 0,5 para 1,0 kg<sub>sv</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, após a mudança de COV (Fase II) observou-se um pequeno aumento na relação Al/AP, porém ainda se encaixa dentro da fase considerada como ideal. Em seguida fez-se novamente um incremento na COV, de 1,0 para 1,4 kg<sub>sv</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> (Fase III). Observando a Figura 21, nota-se que ocorreu um aumento substancial e gradual na relação Al/AP.

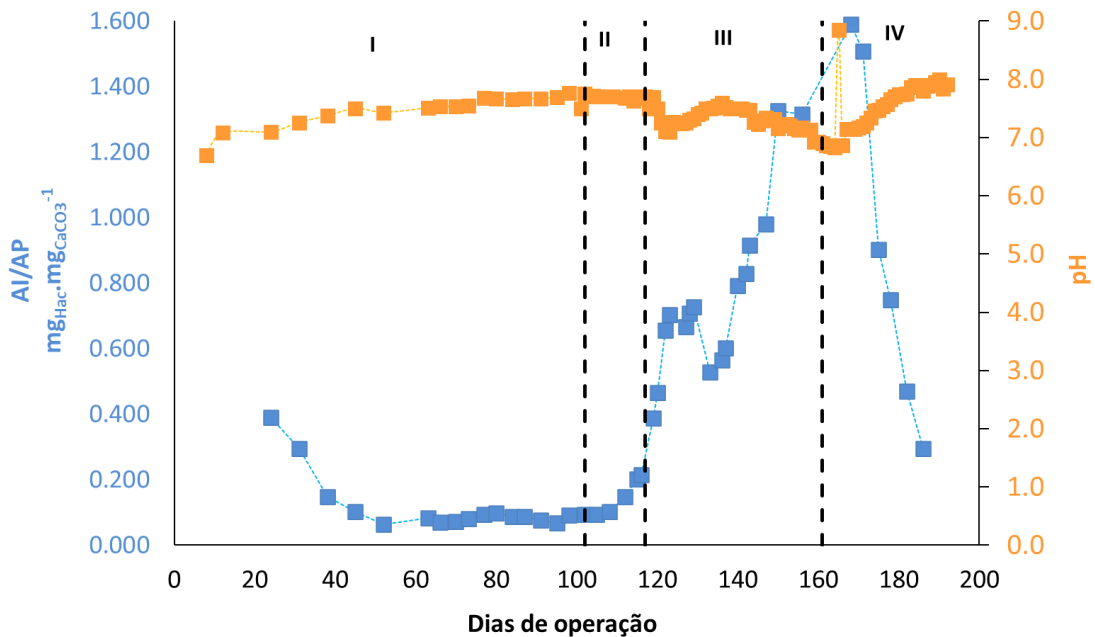
Somente após a queda no pH, rendimento e produtividade é que fora possível constatar problemas referentes a acidificação/ inibição por ácidos graxos voláteis. O pH na Fase I esteve entre 6,69 e 7,76, tendo em média valores de 7,53.

Na Fase II este manteve-se estável em 7,70. Na Fase III, ao aumentarmos a COV para 1,4 kg<sub>sv</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> o pH do sistema passou por uma leve queda, em seguida voltou a aumentar e novamente decaiu. Este fato deve-se ao substrato utilizado, o flotado suinícola utilizado não continha alcalinidade suficiente para o tamponamento do sistema, e por sua vez era pobre em microrganismos metanogênicos. Nesta Fase o pH variou entre 7,69 – 6,83. Na Fase IV ou fase de recuperação, o pH esteve entre 6,87 – 7,95. BOE (2006) relatou que o pH ideal para desenvolvimento das arqueas está entre 6,5 e 7,5. Na Figura 21 observa-se a relação Al/AP e o pH ao longo de todo o experimento, observa-se intervalos de subida da relação Al/AP e quedas no pH, demonstrando que o meio não possuía capacidade de tamponamento.

Na Fase II (COV 1,0 kg<sub>sv</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>) obteve-se média de 0,125 ± 169,88 mg<sub>Hac</sub>.mg<sub>CaCO<sub>3</sub></sub><sup>-1</sup>, na Fase III (COV 1,4) 0,706 ± 203,80 mg<sub>Hac</sub>.mg<sub>CaCO<sub>3</sub></sub><sup>-1</sup>, e na Fase IV (recuperação do reator) 0,826 ± 260,33 mg<sub>Hac</sub>.mg<sub>CaCO<sub>3</sub></sub><sup>-1</sup>. Mézes, *et al.* (2011) relatou

que valores inferiores a  $0,300 \text{ mg}_{\text{HAc}} \cdot \text{mg}_{\text{CaCO}_3}^{-1}$  demonstram que o sistema esteja em subcarga. Para ele a faixa ideal para relação AI/AP seria entre  $0,3 - 0,4 \text{ mg}_{\text{HAc}} \cdot \text{mg}_{\text{CaCO}_3}^{-1}$ , e valores superiores a  $0,4 \text{ mg}_{\text{HAc}} \cdot \text{mg}_{\text{CaCO}_3}^{-1}$  são prejudiciais ao sistema, e podem indicar acúmulo de ácidos no sistema e dessa forma causar inibições aos processos.

**Figura 21 - Acompanhamento da relação AI/AP e pH do Experimento 4 - Com 10% de inóculo, adição de água da Lagoa anaeróbia e aquecimento gradual de temperatura**



I - COV de  $0,5 \text{ kg}_{\text{SV}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ; II -  $1,0 \text{ kg}_{\text{SV}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ; III - COV de  $1,4 \text{ kg}_{\text{SV}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ; IV - Recuperação do reator

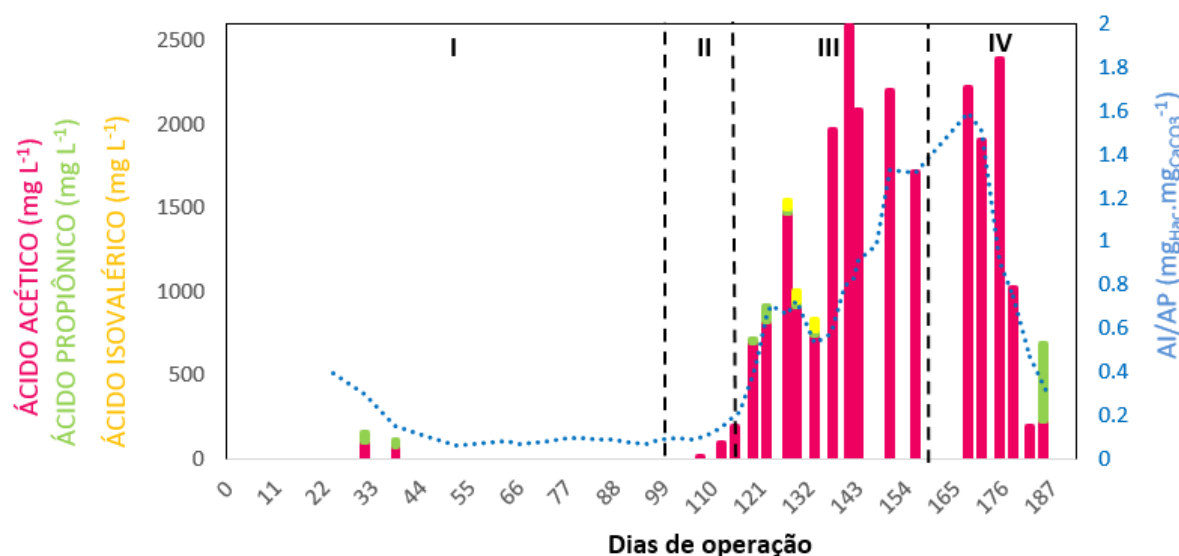
**Fonte: autoria própria (2023)**

A Figura 22 mostra o acúmulo das espécies de ácidos ao longo do período de operação do experimento. Observa-se que o ácido que esteve em maior proporção em todo o período foi o ácido acético, porém, após cerca de 121 dias de operação o mesmo sofreu um grande aumento. Esse aumento no acúmulo de ácido acético deu-se após o aumento da COV de  $1,0$  para  $1,5 \text{ kg}_{\text{SVadd}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ , transição da fase II para a Fase III.

O aumento da concentração de AGV, na Fase III, principalmente ácido acético, é resultado da relação AI/AP ou da incapacidade das arqueas consumirem esses ácidos e portanto ocasionar o acúmulo e conseqüentemente aumento de AI/AP e queda do pH. Já após o dia 177 de operação observa-se que a concentração de ácido acético cai bruscamente, isso ocorreu após o início da Fase IV, em que foi suplementada alcalinidade no reator a fim de recuperá-lo após esse acúmulo de

ácidos, aumento na relação Al/AP e queda no pH. Essa suplementação se deu com o uso de dejetos suínos e bovinos combinados (*blend*), com essa suplementação esperava-se que houvesse uma queda na relação Al/AP e um acréscimo no pH. Essa estratégia de suplementação surgiu a fim de devolver a capacidade de tamponamento do sistema, por meio de adição de alcalinidade.

**Figura 22 - Espécies de ácidos graxos voláteis e Al/AP apresentadas no Experimento 4 - Com 10% de inóculo, adição de água da Lagoa anaeróbia e aquecimento gradual de temperatura**



I - COV de 0,5 kg<sub>sv</sub>·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>; II - 1,0 kg<sub>sv</sub>·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>; III - COV de 1,4 kg<sub>sv</sub>·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>; IV - Recuperação do reator

Fonte: autoria própria (2023)

Ainda na Figura 22, é possível observar que o ácido acético atingiu valor máximo de 2580,5 mg.L<sup>-1</sup>, ainda durante a Fase III. O aumento na proporção de ácido acético, corrobora também com o que Mézes, *et al.* (2011) relatou em sua publicação, onde valores superiores a 0,4 mg<sub>Hac</sub>·mg<sub>CaCO3</sub><sup>-1</sup> são prejudiciais ao sistema, e podem indicar acúmulo de ácidos e dessa forma causar inibições aos processos.

De acordo com Aquino e Chernicharo (2005), esse acúmulo de ácidos pode ser explicado pela inibição de microrganismos sintróficos, que causam acumulação de produtos acidogênicos, levando conseqüentemente a acumulação de AGVs, consumo de alcalinidade e decréscimo do pH. Essa queda no pH afetara diretamente o crescimento de microrganismos metanogênicos e sintróficos, ocasionando a acumulação de AGVs e levando a possíveis falhas no processo.

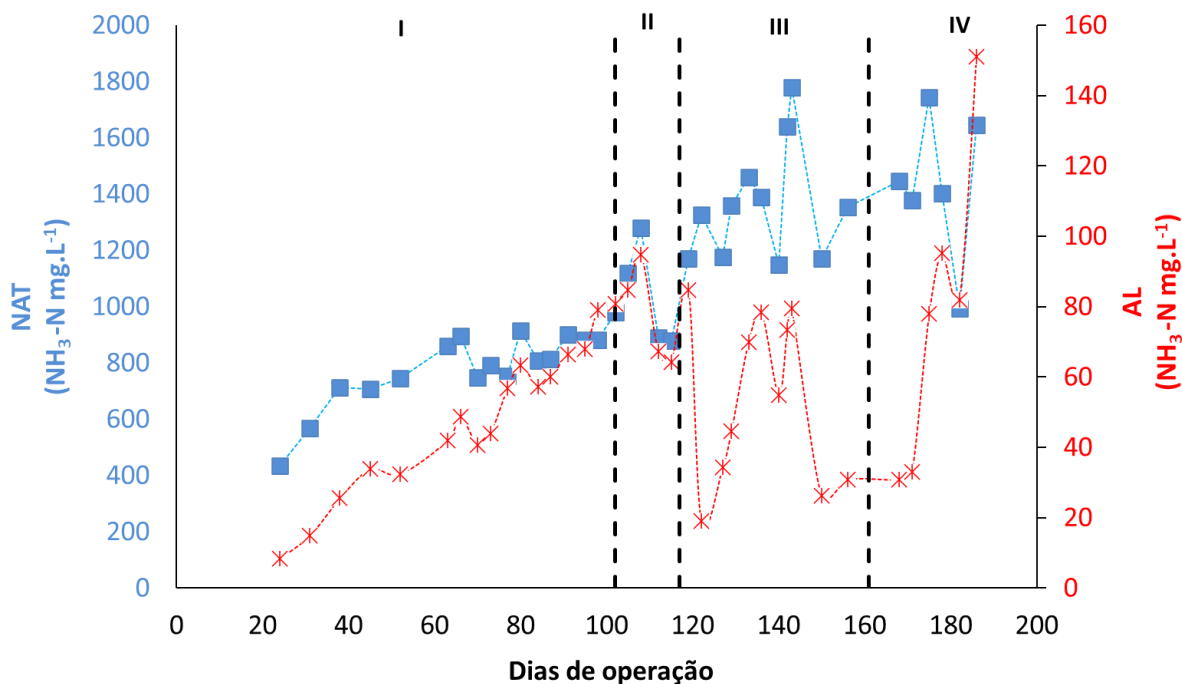
Microrganismos acidogênicos, acetogênicos e metanogênicos, durante condições de choque de carga orgânica, podem sofrer diferenças cinéticas causando

dessa forma de equilíbrio na produção e consumo de produtos intermediários. Esse desequilíbrio entre produção e consumo dos produtos intermediários, acarreta no acúmulo de ácido acético (AQUINO E CHERNICHARO, 2005).

Observa-se na Figura 23 um aumento gradativo na quantidade de amônia e amônia livre no reator, sendo que na Fase I este aumento foi gradual e constante, já para as fases seguintes observou-se que houve picos de aumento e decaimento, tanto da NAT quanto da AL. Os valores de amônia e amônia livre apresentados pelas análises desse experimento, são relativamente baixas, média de NAT e AL para a Fase I de  $800,49 \pm 129,76 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $46,36 \pm 19,88 \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente. Enquanto para as Fases II, III e IV a concentração de NAT e AL foram  $980,23 \pm 169,88$  e  $80,81 \pm 12,65 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $1354,44 \pm 203,80$  e  $54,92 \pm 24,16 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $1423,26 \pm 260,33$  e  $79,92 \pm 44,47 \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente.

Inibições por amônia livre no processo de digestão anaeróbia foram relatados por Garcia e Argenet (2009), estas aconteciam em concentrações superiores a  $200 \text{ mg.L}^{-1}$ , temperatura de  $35^\circ\text{C}$  e pH 7,6; relacionando assim temperatura e pH com o aumento de AL. Já para Rodríguez *et al.*, (2011) as inibições por AL só acontecem se superiores a  $375 \text{ mg.L}^{-1}$ . Segundo De Prá *et al.* (2013), a amônia faz-se nutriente essencial para a DA, e a relação entre pH e temperatura do substrato, está diretamente ligada a produção de amônia livre.

**Figura 23 - Acompanhamento de amônia e Amônia Livre da saída do Experimento 4 - Com 10% de inóculo, adição de água da Lagoa anaeróbia e aquecimento gradual de temperatura**



I - COV de 0,5 kg<sub>SV</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> ; II - 1,0 kg<sub>SV</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> ; III - COV de 1,4 kg<sub>SV</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> ; IV - Recuperação do reator

**Fonte: autoria própria (2023)**

Na Figura 24 temos o gráfico do rendimento, nele podemos observar um aumento no rendimento do reator após seu total aquecimento (20 dias), porém devido a pequenos vazamentos que ocorreram, foram observadas oscilações tanto no rendimento quanto na produtividade (Figura 26) do reator. Tais vazamentos ocorreram devido a problemas de ordem operacional.

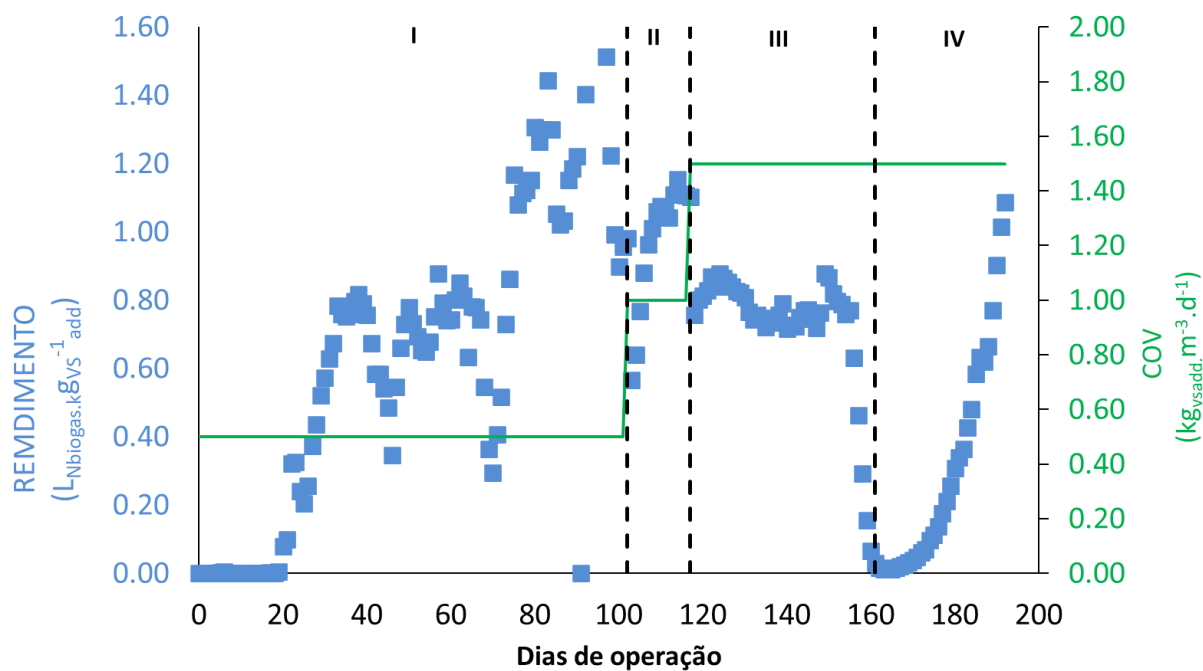
Nota-se que na Fase I (COV 0,5 kg<sub>SV</sub>add.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>) o rendimento de biogás chegou a 1,44 L<sub>Nbiogas</sub>.kg<sub>VS</sub><sup>-1</sup>add, tendo uma média de 0,68 ± 0,47 L<sub>Nbiogas</sub>.kg<sub>VS</sub><sup>-1</sup>add. Na Fase II nota-se que ocorreu uma queda no rendimento quando ocorreram as mudanças de Fases, porém logo após ocorreu novamente um aumento no rendimento ficando com média de 1,04 ± 0,18 L<sub>Nbiogas</sub>.kg<sub>VS</sub><sup>-1</sup>add. Nota-se que a Fase II com COV 1,0 kg<sub>SV</sub>add.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> teve melhor a melhor condição de rendimento de biogás. Na Fase III com COV de 1,5 kg<sub>SV</sub>add.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> observa-se que o rendimento de biogás foi estável até o dia 155 de operação, e após esse período ocorreu então uma queda no mesmo. Nesta fase a média de rendimento de biogás foi de 0,77±0,18 L<sub>Nbiogas</sub>.kg<sub>VS</sub><sup>-1</sup>add.

A fase denominada de Fase IV, foi o período em que buscou-se a recuperação do reator após seu rendimento e produtividade terem caído muito, além da Relação

AI/AP ter sofrido um grande aumento (ainda no final da Fase III). Nesta fase estabeleceu-se duas estratégias de recuperação, a primeira partiu do pressuposto de que o experimento não receberia mais alimentação (flotado), e que desta forma responderia subindo seu rendimento, produtividade e pH e baixando a relação AI/AP.

A segunda estratégia surgiu visando melhorar o tamponamento do sistema e a adição de microrganismo para que o processo de DA voltasse a funcionar adequadamente. Nesta segunda estratégia utilizou-se uma suplementação, um blend de dejetos suíno e bovino, que fez com que os resultados fossem satisfatórios, assim como podemos observar na Figura 24.

**Figura 24 - Rendimento de biogás X COV do Experimento 4 - Com 10% de inóculo, adição de água da Lagoa anaeróbia e aquecimento gradual de temperatura**



I - COV de  $0,5 \text{ kg}_{\text{SV}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ; II -  $1,0 \text{ kg}_{\text{SV}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ; III - COV de  $1,4 \text{ kg}_{\text{SV}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ; IV - Recuperação do reator

Fonte: autoria própria (2023)

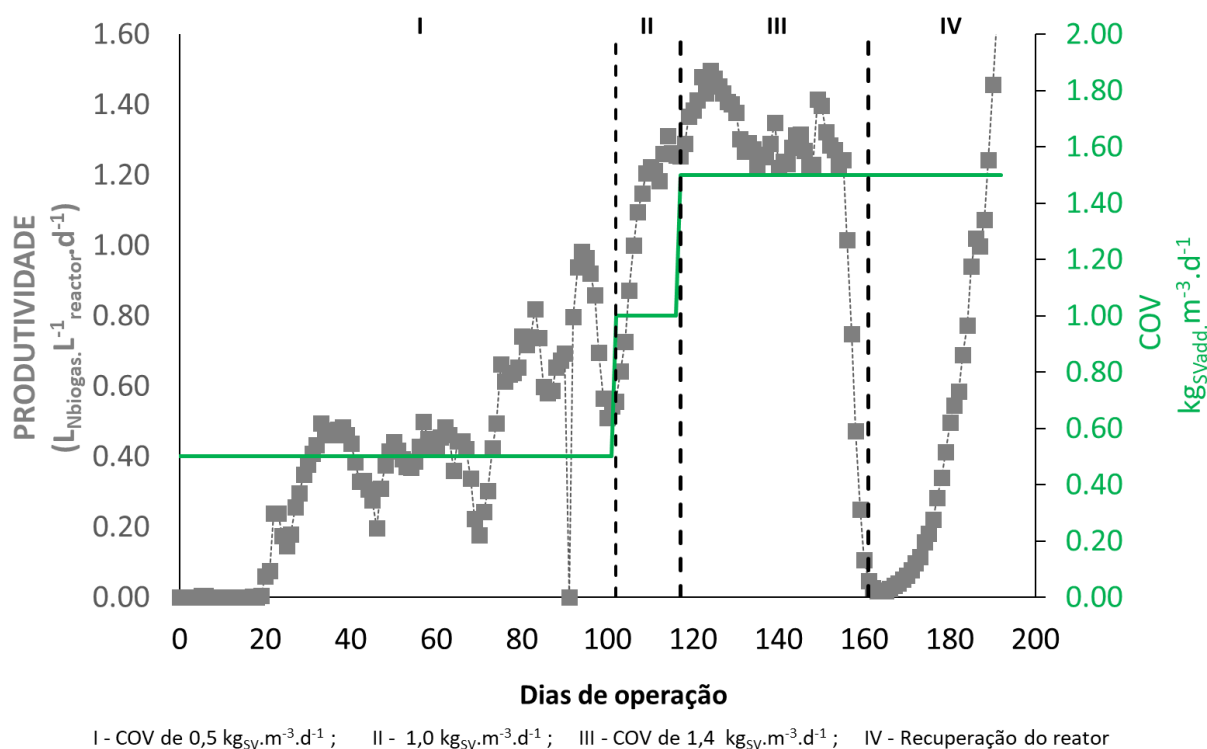
Quanto a produtividade de biogás do Experimento 4, nota-se que essa seguiu aumentando nas Fases I e II, já na Fase III com uma COV de  $1,5 \text{ kg}_{\text{SVadd}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$  a produtividade teve um aumento e após um decréscimo que permaneceu estável até o 115º dia de operação. Após esse período o rendimento teve uma queda acentuada. Esta queda no rendimento provavelmente foi causada por inibição no processo de DA. Após o 161º dia o experimento parou de receber alimentação e em seu 165º dia de



operação começou-se a suplementar o mesmo com a adição de 240 mL de uma mistura de dejetos suíno e dejetos bovino.

As médias de rendimento em todas as fases do experimento foram:  $0,41 \pm 0,26$   $L_{Nbiogas}.kg_{VS}^{-1}$  Fase I,  $1,20 \pm 0,25$   $L_{Nbiogas}.kg_{VS}^{-1}$  Fase II,  $1,30 \pm 0,30$   $L_{Nbiogas}.kg_{VS}^{-1}$  para a Fase III. A Fase IV foi abordada uma estratégia de recuperação do reator via suplementação, não se calculou a média de rendimento e produtividade, visto que o experimento não gozou de alimentação neste período. Nota-se que após o início dessa suplementação o experimento voltou a ter um aumento em sua produtividade. Isto deve-se ao fato de que os dejetos bovino e suíno possuem poder de tamponamento e são capazes de conferir ao sistema os microrganismos metanogênicos, que são essenciais no processo de DA. Na Figura 25 encontramos o gráfico da produtividade, onde podemos observar a produtividade de biogás em relação a COV e a fase em que o reator se encontrava.

**Figura 25 - Produtividade X COV do Experimento 4 - Com 10% de inóculo, adição de água da Lagoa anaeróbia e aquecimento gradual de temperatura**

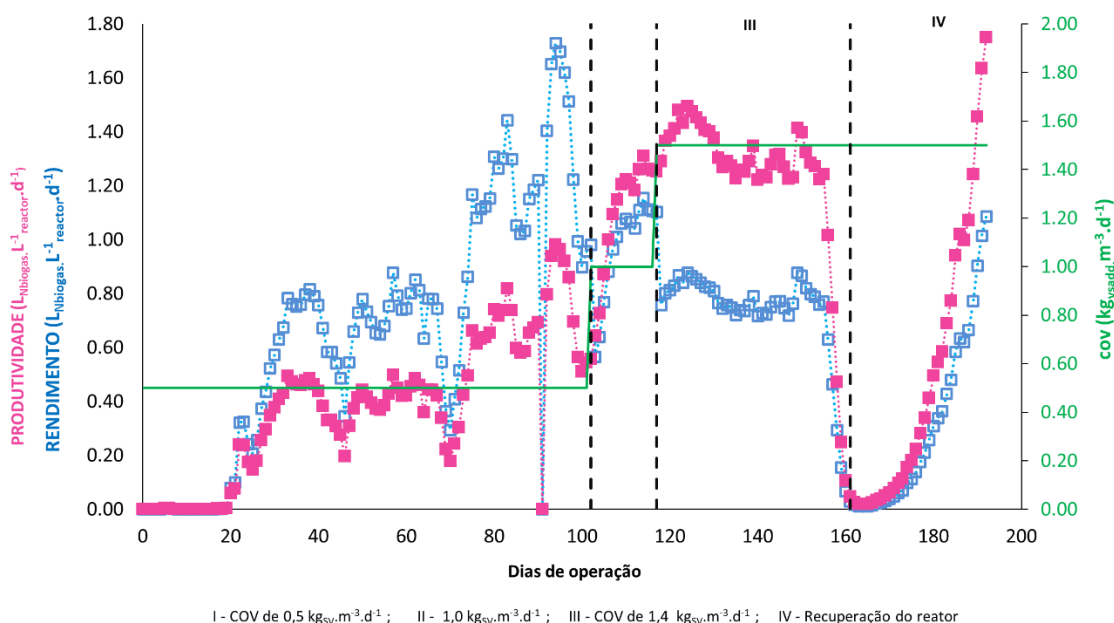


**Fonte: autoria própria (2023)**

Na Figura 26 podemos observar a influência da COV no rendimento e produtividade de biogás, bem como comparar o rendimento e a produtividade entre

as 4 fases do experimento. Através desse gráfico podemos inferir que a COV que melhor teve médias tanto para rendimento quanto para produtividade foi a COV de 1,0  $\text{kg}_{\text{SVadd}}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ , nesta COV o experimento operou com média de rendimento de  $1,04\pm 0,18 \text{ L}_{\text{Nbiogas}}\cdot\text{kgVS}^{-1}\text{add}$  e  $1,20\pm 0,25 \text{ L}_{\text{Nbiogas}}\cdot\text{kgVS}^{-1}$  de produtividade.

**Figura 26 - Rendimento, Produtividade, COV do Experimento 4 - Com 10% de inóculo, adição de água da Lagoa anaeróbia e aquecimento gradual de temperatura**

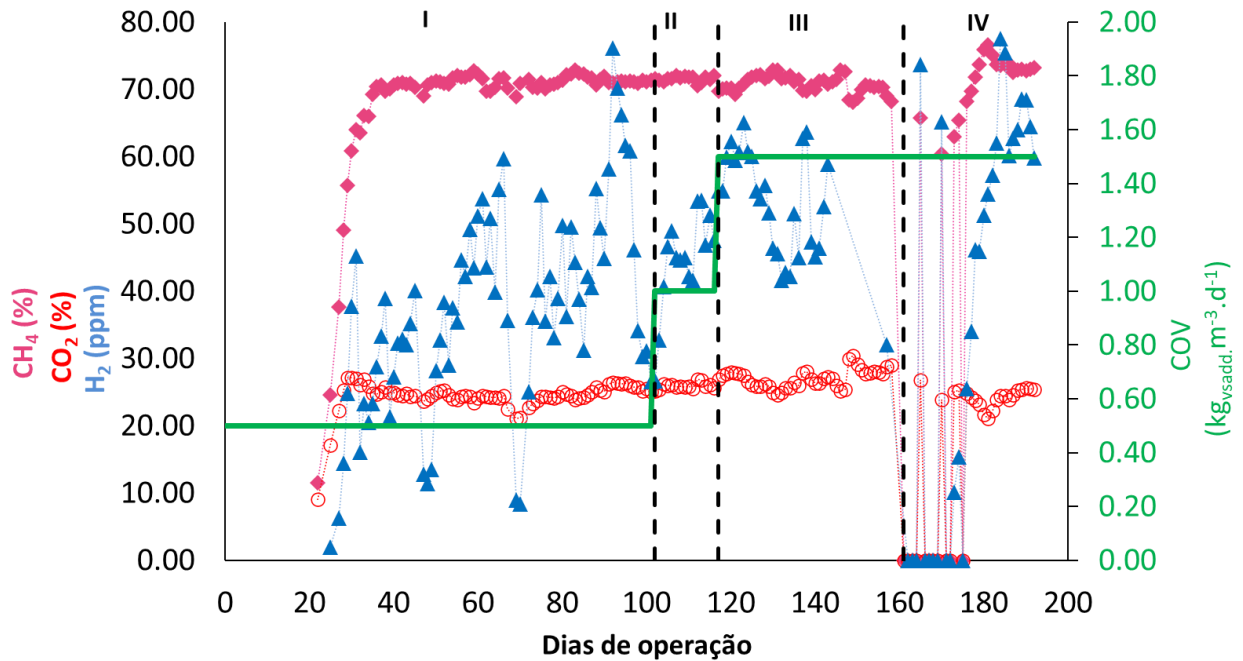


Fonte: autoria própria (2023)

O biogás gerado neste experimento possuiu composição média de 70% de  $\text{CH}_4$ , 26% de  $\text{CO}_2$ , já a quantidade de  $\text{H}_2$  (*ppm*) variou bastante ao longo das fases do experimento, sendo que o menor valor encontrado de  $\text{H}_2$  foi 1.97 *ppm* que foi registrado no início do experimento (25 dias de operação), e o maior registro foi de 94,26 *ppm* quando ocorreu um pico na produção.

Observando a Figura 27, nota-se que houve períodos que não ocorreram registros da composição do biogás. Na Fase I (COV  $0,5 \text{ kg}_{\text{SVadd}}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ ) este fato está ligado a pequenos vazamentos de ordem operacional que ocorreram no experimento. Já na Fase IV este fato deve-se ao período em que o experimento entrou em colapso, e inibição do processo de metanogênese, fazendo, portanto, com que não houvesse produção de gás. Observa-se também que após o início da suplementação com dejetos, o experimento voltou a registrar produção de biogás, bem como sua composição.

**Figura 27 - Quantidade de CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub> em relação a COV do Experimento 4 - Com 10% de inóculo, adição de água da Lagoa anaeróbia e aquecimento gradual de temperatura**

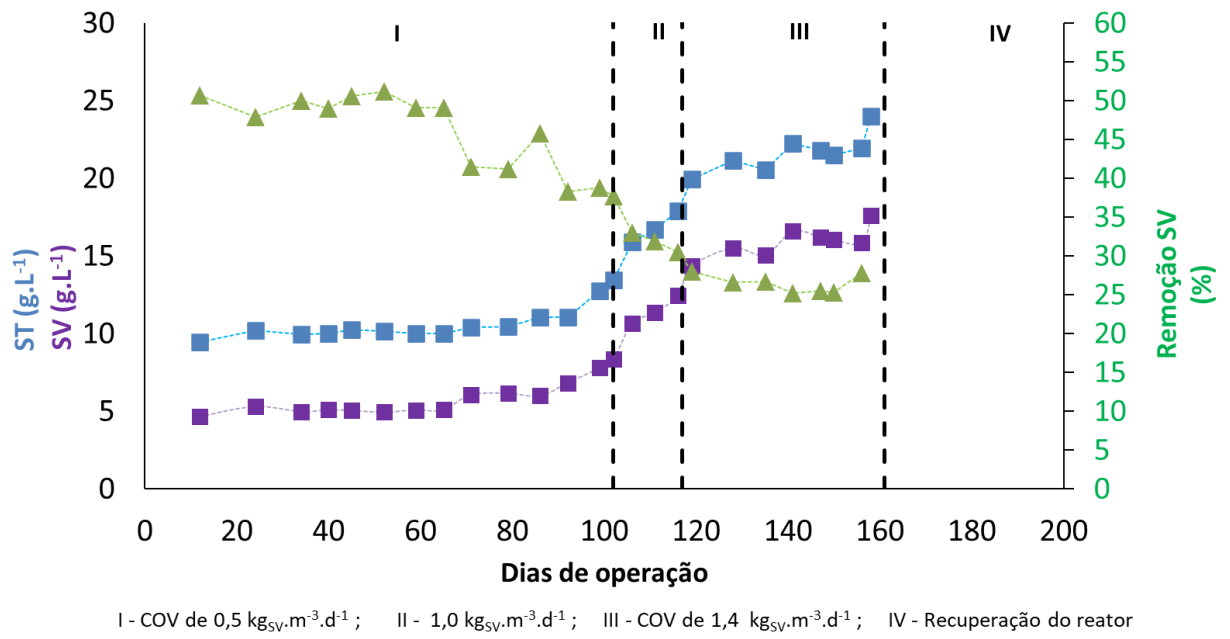


I - COV de 0,5 kg<sub>sv</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>; II - 1,0 kg<sub>sv</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>; III - COV de 1,4 kg<sub>sv</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>; IV - Recuperação do reator

**Fonte: autoria própria (2023)**

A quantidade de sólidos totais e voláteis encontradas no decorrer das IV fases do experimento demonstram que o aumento de COV de 0,5 kg<sub>sv</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> para 1,0 kg<sub>sv</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, causou um aumento na quantidade de sólidos no reator, a qual continuou a subir com o aumento da COV de 1,0 kg<sub>sv</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> para 1,4 kg<sub>sv</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>. Observa-se que a remoção de SV teve uma queda da primeira para segunda fase e manteve-se estável na fase III. Nota-se que de acordo com a Figura 29, na fase IV não houve análise de sólidos neste experimento.

**Figura 28 - Acompanhamento dos sólidos do Experimento 4 - Com 10% de inóculo, adição de água da Lagoa anaeróbia e aquecimento gradual de temperatura**



Fonte: autoria própria (2023)

## 7 CONCLUSÃO

Os flotados das duas empresas apresentaram-se com potencial extremamente satisfatório para produção de biogás, demonstrando ser substratos de interesse na digestão anaeróbia e produção de biogás. O flotado da Empresa 1, coletado em outubro de 2021 apresentou um PBB de  $565 \pm 98 \text{ mL}_N \text{ biogás.gSVad}^{-1}$ , PBM de  $411 \pm 71 \text{ mL}_N$  de  $\text{CH}_4/\text{gSVad}$  e 73% de  $\text{CH}_4$ . Já o flotado da Empresa 2, coletado em junho de 2022 apresentou PBB de  $1110 \pm 154 \text{ mL}_N \text{ biogás.gSVad}^{-1}$ , PBM de  $717 \pm 99 \text{ mL}_N$  de  $\text{CH}_4/\text{gSVad}$  e 65% de  $\text{CH}_4$ .

Esses resultados mostram o potencial desse substrato, pois em ambas as empresas se obteve porcentagem superior a 60% de metano, o que o torna passível de ser utilizado em forma de energia. Porém, infere-se também que ao se direcionar substratos como o flotado, que não possuem capacidade de tamponamento e são pobres em microbiota, deve-se operar com COV baixas, de  $1\text{-}1,3 \text{ kg}_{\text{SV}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ; ou ainda utilizar a estratégia de codigestão de resíduos. Agregando juntamente ao flotado, outro substrato que possa sanar a deficiência de microrganismos fazendo com que se atinja COV maiores.

Referente aos ácidos graxos voláteis (AGV), conclui-se que estes sofreram influência direta do aumento da relação Al/AP e do decréscimo de pH. Pois somente após choques de carga, que ocasionaram elevação na relação Al/AP e decréscimo de pH é que ocorreu então o acúmulo de ácido acético, chegando a  $2580,5 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Podemos inferir também, que mesmo após acúmulo de ácidos, elevada relação Al/AP e inibições no processo, a suplementação de alcalinidade é capaz de fazer com que o reator volte à estabilidade. Ou seja, a suplementação de alcalinidade faz com que haja tamponamento no sistema, injeta microrganismos e isso propicia um abaixamento da relação Al/AP, e AGV e conseqüente elevação no pH.

Em relação às partidas dos reatores feitas nesse trabalho, conclui-se que para uma partida rápida, o reator necessita de aquecimento, pois a manutenção da temperatura por sistemas de aquecimento garante uma maior capacidade de produção de biogás, colaborando com a estabilização do reator e com a manutenção da população de microrganismos, além da inegável necessidade da adição de inóculo para que se tenha microrganismos metanogênicos e produção consistente de biogás.

## PREVISÃO DE TRABALHOS FUTUROS

Levando em consideração todos os experimentos realizados ao longo deste trabalho, sugere-se que sejam realizados trabalhos futuros visando possíveis alternativas de produção de biogás utilizando o flotado suinícola.

Sugere-se que para que trabalhos com esse substrato e com COVS mais altas, utilize-se a estratégia de codigestão, utilizando o flotado suinícola + outro substrato que possua alcalinidade. Ou ainda, sugere-se trabalhar com COV's mais baixas, aliadas a tanques (reatores) com maior volume útil.

Vale ainda ressaltar que, como foram encontrados valores de PBB e PBM satisfatório, esse substrato possui potencial para produção de energia, ou seja, o biogás produzido pode ser transformado em energia elétrica, biocombustível e energia térmica, pois a quantidade de CH<sub>4</sub> encontrada é considerada ideal.

## REFERÊNCIAS

ABIOGÁS – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DO BIOGÁS. **O Potencial Brasileiro do Biogás**. São Paulo, SP. 2021. Disponível em: [https://abiogas.org.br/wpcontent/uploads/2020/11/NOTATECNICA\\_POTENCIAL\\_ABIOGAS.pdf](https://abiogas.org.br/wpcontent/uploads/2020/11/NOTATECNICA_POTENCIAL_ABIOGAS.pdf). Acesso em: 12 fev. 2023.

ABIOGÁS – Associação Brasileira do Biogás. **Proposta de Programa Nacional do Biogás e do Biometano**. 2021. Disponível em: [https://abiogas.org.br/wpcontent/uploads/2021/01/PNBB\\_Versao\\_Final.pdf](https://abiogas.org.br/wpcontent/uploads/2021/01/PNBB_Versao_Final.pdf). Acesso em: 12 fev. 2023.

AGUILAR, M. I.; *et al.* Nutrient removal and sludge production in the coagulation-flocculation process. **Water Research**, v. 36, n. 11, p. 2910–2919, 2002.

ALBERGUINI, L. B. A.; SILVA, L.C. REZENDE, M.O.O. **Tratamento de resíduos químicos: guia prático para a solução dos resíduos químicos em instituições de ensino superior**. São Carlos: RiMa, 2005.

ALLEN, B. L.; MALLARINO, A. P. Effect of liquid swine manure rate, incorporation, and timing of rainfall on phosphorus loss with surface runoff. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 37, p. 125-137, 2008.

ALVES, M. M. *et al.* Effects of lipids and oleic acid on biomass development in anaerobic fixed-bed reactors. Part II: oleic acid toxicity and biodegradability. **Water Research**, London, v. 35, n. 1, p. 264-270, 2001.

ALVES, M. M.; *et al.* Waste lipids to energy: how to optimize methane production from long-chain fatty acids (LCFA). **Microbial Biotechnology**, Chichester, v. 2, n. 5, p. 538-550, 2009.

AMARAL, A. C.; *et al.* Swine effluent treatment using anaerobic digestion at different loading rates. **Eng. Agríc.**, Jaboticabal, v.34, n.3, p.567-576, maio/jun. 2014.

ANEEL - AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA - Brasil. **Sistema de Informações da ANEEL (SIGA)**. Disponível em: <https://www.aneel.gov.br/siga>. Acesso em: 13 fev. 2023.

ANEEL - AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA - Brasil. **Unidades Consumidoras com Geração Distribuída (GD)**. Planilha de Dados SISGD. Disponível em: <https://www.aneel.gov.br/geracao-distribuida>. Acesso em: 13 fev. 2023.

ANP - AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS. **Resolução ANP Nº 886, de 29 de setembro de 2022**. DOU DE 29.09.2022. Disponível em: <https://atosoficiais.com.br/anp/resolucao-n-886-2022-estabelece-a-especificacao-e-as-regras-para-aprovacao-do-controle-da-qualidade-do-biometano-oriundo-de-aterros-sanitarios-e-de-estacoes-de-tratamento-de-esgoto->

destinado-ao-uso-veicular-e-as-instalacoes-residenciais-industriais-e-comerciais-a-ser-comercializado-no-territorio-nacional?origin=instituicao Acesso em : 16 jun. 2023.

ANTHONISEN, A C.; *et. al.* Inhibition of nitrification and nitrous acid compounds. **Journal of the Water Pollution Control Federation Wiley** 48, 835–852, 1976.

ANTONOVA, E.S., SAZONOV, D.V. Common Issues in Aeration System Choice for Flotation Wastewater Treatment. **Curr. Appl. Sci. Technol.** 2023. <https://doi.org/10.55003/cast.2023.256800>

APHA - ASSOCIAÇÃO AMERICANA DE SAÚDE PÚBLICA. **Standard methods for the examination for water and wastewater.** Washington, DC: American Water Works Association (2012).

AQUINO, S. F. DE.; CHERNICHARO, C. A. L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 10 (2), p. 152–161, abr. 2005.

AWWA - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. **Water quality and treatment - a handbook of community water supplies.** 4th ed. USA, 1990.

BÉLINE, F.; *et al.* Comparison of existing models to simulate anaerobic digestion of lipid-rich waste. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 226, [s.n.], p. 99-107, nov., 2017.

BI, S.; *et al.* Effects of organic loading rate on anaerobic digestion of chicken manure under mesophilic and thermophilic conditions. **Renewable Energy**, [s.l.], v. 139, [s.n.], p. 242-250, ago., 2019.

BIASI, C. A. F.; *et al.* **Energias renováveis na área rural da região sul do Brasil.** Foz do Iguaçu, ITAIPU Binacional, [s.l.] v. 1, [s.n.], p. 202, mai., 2018.

BOUALLAGUI, H.; *et al.* Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in a tubular digester. **Bioresource Technology**, V. 86, p. 85–89, 2003.

BRAGA, B.; *et al.* **Introdução à Engenharia Ambiental: o Desafio do Desenvolvimento Sustentável.** 2ª edição. 2005.

BRASIL. **Lei n 13.576, de 26 de dezembro de 2017.**

Dispõe sobre a Política Nacional de Biocombustíveis (RenovaBio) e dá outras providências. Brasília, 2017. Disponível em:

<[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2015-2018/2017/lei/L13576.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2017/lei/L13576.htm)>. Acesso em 15 mar. 2023

BRATBY, J. R. Aplicação de Flotação a Ar Dissolvido no Tratamento de Água e Esgoto. In: 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1983, Camboriú. **Anais**, 1983.

BUDZIANOWSKI, W. M.; BRODACKA, M. Biomethane storage: Evaluation of technologies, end uses, business models, and sustainability. **Energy Conversion and Management**., ago. 2016.



BUSTILLO-LECOMPTE, C. F.; *et al.* Cost-effectiveness analysis of TOC removal from slaughterhouse wastewater using combined anaerobic–aerobic and UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> processes. **Journal of Environmental Management**, 134, 145-152, 2014.

BUSTILLO-LECOMPTE, C. F.; MEHRVAR, M. Treatment of actual slaughterhouse wastewater by combined anaerobic–aerobic processes for biogás generation and removal of organics and nutrients: An optimization study towards a cleaner production in the meat processing industry. **Journal of Cleaner Production**, 141, 278-289, 2017.

CAO, L.; *et al.* Effects of temperature and inoculation ratio on methane production and nutrient solubility of swine manure anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 299, [s.n.], p. 122552, mar., 2020.

CALVO VELARDE, A.; *et al.* **Guia de boas práticas: Insensibilização por gás em suínos**. Diálogos - União Europeia - Brasil, [s. l.], p. 22, Ago 2018.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Minas Gerais: UFMG, 2007.

CIBIOGÁS. BiogasMap. **Mapa interativo**. CIBiogás Energias Renováveis. 2016.

CIBIOGÁS. **Panorama do biogás no Brasil 2020**. Ano 2021. Disponível em: <<https://abiogas.org.br/wp->. Acesso em: 18 fev. 2023.

CIRNE, D. G.; *et al.* Anaerobic digestion of lipid-rich waste - effects of lipid concentration. **Renewable Energy**, Kidlington, v. 32, n. 6, p. 965-975, 2007.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho CONAMA. Diário Oficial da república federativa do Brasil, Brasília, DF. Disposição final maio de 2011. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legi abre.cfm?codlegi=646>. Acesso em 18 fev. 2023

CONTINI, E.; ARAGÃO, A. **O Agro Brasileiro alimenta 800 milhões de pessoas**. Secretaria de Inteligência e Relações Estratégicas da Embrapa (Sire), 2021. Disponível em: <https://agroemdia.com.br/wp-content/uploads/2021/03/Populacao-alimentada-pelo-Brasil.pdf>. Acesso em: 20 fev. 2023.

CREMONINI, J.; NEDEL, T.; HIGARASHI, M. M. Tratamento de Efluentes Da Indústria De Frigoríficos. **Revista Científica Multidisciplinar Núcleo do Conhecimento**. Ano 03, Ed.12, vol. 04, pp. 124-138, 2018.

CUSTODIO, S.; *et al.* Suinocultura: estrutura da cadeia produtiva, panorama do setor no Brasil e no mundo e o apoio do BNDES. **BNDES Setorial**, v. 1, n. 45, p. 85-136, mar. 2017.

DAMASCENO, S.; *et al.* Caracterização de readequação de sistema de tratamento de efluentes de frigorífico de aves. In: I SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE

GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE ANIMAIS. Florianópolis. **Anais**. Florianópolis, 2009.

DARTORA, V.; PERDOMO, C. C.; TUMELERO, I. L. **Manejo de dejetos suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 1998. p. 32. (Boletim informativo de pesquisa, 11).

DE ALMEIDA NASCIMENTO, T. P.; *et al.* Tratamento e reaproveitamento de efluentes provenientes da dessetação de animais em frigoríficos e abatedouros de pequeno porte. II Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, **Anais**, 2011.

DE PRÁ, M. C.; *et al.* Simultaneous removal of TOC and TSS in swine wastewater using the partial nitrification process. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 88, n. 9, 2013. DOI: 10.1002/jctb.3803.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from Waste and Renewable Resources: an introduction**. Wiley-VCH, 2011.

DI BERNARDO, L.; *et al.* Emprego da Flotação por Ar Dissolvido para Tratamento de Despejos Líquidos Industriais Provenientes de Laticínios. XVII Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental. **Anais**. Panama. Ago. 1982.

DI BERNARDO, L. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água - Volume 1**. ABES, 469 p., Rio de Janeiro, 1993.

DROSG, Bernhard. **Process monitoring in biogas plants**. Paris: IEA Bioenergy, 2013.

DUARTE, V.H.; *et al.* Biocombustíveis: uma revisão sobre o panorama histórico, produção e aplicações do biogás. **Revista Ambientale**, 14(2), 22–34. 2022.

ELALAMI, D.; *et al.* Pretreatment and co-digestion of wastewater sludge for biogas production: Recent research advances and trends. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s.l.], v. 114, [s.n.], p. 109287, out., 2019.

EMBRAPA. **Agroindústria**, 2017. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/grandes-contribuicoes-para-a-agricultura-brasileira/agroindustria>>. Acesso em: 28 ago. 2022.

EPE - EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Matriz energética e elétrica**. 2020. Disponível em: <https://www.epe.gov.br/pt/abcdenergia/matriz-energetica-e-eletrica>. Acesso em: 01 fev. 2023.

ESCUADERO, A.; *et al.* Semi-continuous anaerobic digestion of solid slaughterhouse waste. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, Amsterdam, v. 2, n. 2, p. 819-825, 2014.

FAO - ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA ALIMENTAÇÃO E AGRICULTURA. **Food and agriculture data: production: live animals**. Disponível em: <https://www.foodconnection.com.br/sustentabilidade/tratamento-de-efluentes-e-uso-da-agua-em-frigorificos-como-fazer>. Acesso em: 01 fev. 2023.

FAPPI, D. A. **Micro e ultrafiltração como pós-tratamento para reuso de efluentes de abatedouro e frigoríficos de suínos**. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2015.

FERREIRA, A. S.; SILVA, F. C. de O. **Suinocultura com foco na agricultura familiar**. Informe Agropecuário, Belo Horizonte, v. 31, n. 256, p. 78-84, maio/jun. 2010

FIGUEIREDO, A. C.; *et. al.* Viabilidade do uso do biogás em um abatedouro de aves. **PR Cooperativo Tecn. Cient.**, Curitiba, v. 7, n. 82, p. 14-21, ed. esp. 4, 2012.

FOOD CONNECTION: **Tratamento de efluentes e uso da água em frigoríficos: como fazer**. Disponível em: <https://www.foodconnection.com.br/sustentabilidade/tratamento-de-efluentes-e-uso-da-agua-em-frigorificos-como-fazer>. Acesso em: 30 jul. 2022.

FRICK, J.M. **Estudo do monitoramento de efluentes líquidos industriais de frigoríficos no Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Química) – UFRGS, 2016.

GARCIA, M. L.; ANGENENT, L. T. Interaction between temperature and ammonia in mesophilic digesters for animal waste treatment. **Water research**, v. 43, n. 9, p. 2373–82, maio 2009.

GERARDI, M. H. **The Microbiology of Anaerobic Digesters**. New Jersey: John Wiley & Sons, 2003.

GIL, J.I., DURÃO, J.C. **Manual de inspeção sanitária de carnes**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 563p., 1985.

GUNES, B.; *et al.* Pre-treatments to enhance biogas yield and quality from anaerobic digestion of whiskey distillery and brewery wastes: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s.l.], v. 113, [s.n.], p. 109281, out., 2019.

GUO, Z.; *et al.* Synergistic ammonia and fatty acids inhibition of microbial communities during slaughterhouse waste digestion for biogas production. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 337, [s.n.], p.125383, out., 2021.

GUPTA, V. K.; ALI, I. **Environmental water: advances in treatment, remediation and recycling**. Elsevier, Dordrecht, 212 p.,2012.

GRINS, VITOR HUGO. **Suínos - Abate e processamento**. Embrapa Suínos e Aves, 2021. Disponível em: <https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/criacoes/suinos/pos-producao/abate-e-processamento>. Acesso em 09 de dezembro de 2022. Acesso em: 20 mar. 2023.

HANSEN, K. H.; ANGELIDAKI, I.; AHRING, B. K. Anaerobic digestion of swine manure: inhibition by ammonia. **Water Research**, v. 32, n. 1, p. 5–12, 1998.

HEJNFELT, A.; ANGELIDAKI, I. Anaerobic Digestion of Slaughterhouse By-Products. **Biomass and Bioenergy**, 33, 1046-1054. 2009.

HU, Y.; CHENG, H.; TAO, S. Environmental and human health challenges of industrial livestock and poultry farming in China and their mitigation. **Environment International**, [s.l.], v. 107, n. July, p. 111-130, out., 2017.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Agencia IBGE Notícias, 2022**. 15 de março de 2022 /IBGE /Brasil. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br>.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção pecuária**. Disponível em: [https://ftp.ibge.gov.br/Producao\\_Pecuaria/Fasciculo\\_Indicadores\\_IBGE/abate-leite-couro-ovos\\_202201caderno.pdf](https://ftp.ibge.gov.br/Producao_Pecuaria/Fasciculo_Indicadores_IBGE/abate-leite-couro-ovos_202201caderno.pdf). Acesso em: 30 de jul. 2023.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Senso Agro 2017**, Resultados Definitivos. Disponível em: <https://censoagro2017.ibge.gov.br>. Acesso em: 30 jul. 2023.

IMHOFF, K. & IMHOFF, K. **Manual de Tratamento de águas Residuárias**. Editora Egard Blucher Ltda, 26ª edição, São Paulo, 1998.

IRENA - International Renewable Energy Agency. **Dados de Séries temporais de estatística - Gráfico com Tendências em energia renovável**. Disponível em: <https://www.irena.org/Statistics/View-Data-by-Topic/Capacity-and-Generation/Statistics-Time-Series>. Acesso em: 28 jul. 2023.

IRENA - International Renewable Energy Agency. **Renewable Capacity Statistics 2021**. Disponível em: <https://www.irena.org/publications/2021/March/Renewable-Capacity-Statistics-2021>. Acesso em: 25 agost. 2022.

JIANG, Y.; *et al.* **Ammonia inhibition and toxicity in anaerobic digestion: A critical review**. **Journal of Water Process Engineering**, [s.l.], v. 32, [s.n.], p. 100899, dez 2019.

KARLSSON, T.; *et al.* **Manual básico de biogás**. Ed. da Univates, Lageado, 69 p, 2014. ISBN 978-85-8167-073-7.

KUNZ, A. **Aproveitamento de dejetos de animais para geração de biogás**. [s.l.]: Embrapa, 2006

KUNZ, A.; *et al.* **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2ª Edição, 211 p, 2022. ISBN 978-65-88155-02-8.

KUNZ, A.; MUKHTAR, S. Hydrophobic membrane technology for ammonia extraction from wastewaters. **Engenharia Agrícola**, [s.l.], v. 36, n. 2, p. 377-386, mar., 2016.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R. Cuidados com os biodigestores para estabilidade e qualidade na geração de biogás. **Suinocultura Industrial**. Ed. 287, nº 2, 2019. Pag. 12-17.

LAUTERBÖCK, B.; *et al.* Counteracting ammonia inhibition in anaerobic digestion by removal with a hollow fiber membrane contactor. **Water Research** 46, 4861–4869. 2012.

LI, Y.; CHEN, Y.; WU, J. Enhancement of methane production in anaerobic digestion process: A review. **Applied Energy**, [s.l.], v. 240, [s.n.], p. 120-137, abr., 2019.

LINK, J.V. **Cadeia produtiva da suinocultura e da avicultura**. Indaial: UNIASSELVI, 208 p.; 2018. ISBN 978-85-515-0199-3

LUCYK, N.; *et al.* Uso de coagulantes naturais no tratamento de coagulação/floculação de efluentes provenientes de abatedouro de aves. **Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental**, v. 4, n. especial, p. 576-587, 2015.

MACHADO, C. R. **Biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros submetidos a diferentes tempos de exposição ao ar**. Dissertação apresentada ao Programa de Mestrado da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. Botucatu/SP: 2011.

MARCATTO, E.J. **Análise Ergonômica do Trabalho Aplicando: ABNT NBR ISO 11228- 1, ISO 11228-2, ISO 11228-3 E ISO TR 12295**. Porto Alegre - RS, 2016.

MATOS, A. T. **Manejo e tratamento de resíduos agroindustriais**. Viçosa: Associação dos Engenheiros Agrícolas de Minas Gerais, 2007.

MEJIA, M., MELO, M. C., SANTOS, A. S. P. **Reuso: instrumento de um novo modelo de gestão das águas**. Águas do Brasil, 2020.

MENDES, A. A.; *et al.* Aplicação de lipases no tratamento de águas residuárias com elevados teores de lipídeos. **Revista Química Nova**, Vol. 28, No. 2, p. 296-305, 2005.

MENG, X.; *et al.* 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, 2018.

MÉZES, L.; *et al.* Novel approach on the basis of FOS/TAC method. **Fascicula Protectia Mediului**, Analele Universității din Oradea [s.l.], v. 17, [s.n.], p. 802-807, nov., 2011.

MIKI, ROSANE. Biometano produzido a partir de biogás de ETEs e seu uso como combustível veicular. **Revista DAE**. 66. 6-16. 10.4322/dae.2017.022, 2017.

MILANEZ, A. Y.; *et al.* **Biogás de resíduos agroindustriais: panorama e perspectivas**. BNDES Setorial, Rio de Janeiro, n. 47, p. 221-275, mar. 2018

MINISTÉRIO DE MINAS DE ENERGIA. **ANEEL - Acesso a Informação**. Disponível em: <https://www.gov.br/aneel/pt-br>. Acesso em: 25 ago. 2022.

NEGRI, C.; *et al.* Anaerobic digestion of food waste for bio-energy production in China and Southeast Asia: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s.l.], v. 133, [s.n.], p. 110138, nov., 2020.

NEVES, G. N.; DRAGONE, M. B. G.; FORSTER, S. I. M. T. Anaerobic digestion process: technological aspects and recent developments. **International Journal of Environmental Science and Technology**, Teerã, v. 15, n. 9, p. 2033-2046, mai, 2018.

NGUYEN, A., SCHULZE, H.J. **Colloidal Science of Flotation** (1<sup>st</sup> ed.). CRC Press; 2003.

OLIVEIRA, D. C. S.; AZEVEDO, P. G. F.; CAVALCANTI, L. A. P. Processos biológicos para o tratamento de efluentes: uma revisão integrativa. **Rev. Bras. Gest. Amb. Sustent**, vol. 8, n. 18, p. 397-415, 2021.

OLIVEIRA, L. G. de; SOUZA, J. T. de; FRANCISCO, A. C. de. Tratamento de dejetos suínos: oportunidades de conversão em energia. **R. Gest. Industr.**, Ponta Grossa, v. 13, n. 3, p. 22-36, set./nov. 2017

OLIVER, A. P. M.; *et al.* **Manual de treinamento em biodigestão**. 2008.

OLIVO, R. **O Mundo do Frango, Cadeia Produtiva da Carne do Frango**. Criciúma Editora do Autor, 680p., 2006.

PALATSI, J.; *et al.* Anaerobic digestion of slaughterhouse waste: Main process limitations and microbial community interactions. **Bioresource Technology**, 102 (3), 2219-2227, 2011.

PALATSI, J.; *et al.* Digestión Anaerobia De Subproductos De La Industria Cárnica. II Jornadas de la Red Española de Compostaje., **Anais**, Catalunya, [s.v.], [s.n.], p. 3-8, jun., 2010.

PEDROSA, T. D.; *et al.* Monitoramento dos parâmetros físico-químicos na compostagem de resíduos agroindustriais. **Nativa**, v. 1, n. 1, p. 44-48, out./dez. 2013.

PIROUTEK, ALAIN BORGES. **Estimativa de potencial de produção de biogás a partir da vinhaça no estado de São Paulo**. Universidade Estadual Paulista (Unesp), 2023. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/238943>. Acesso em 28 jun. 2023.

PORTAL DO BIOGÁS. **Biodigestão anaeróbia**. 2013. Disponível em: < <https://www.portaldobiogas.com/biodigestao-anaerobia/> >. Acesso em: 08 jun. 2022.

RAJAGOPAL, R.; MASSÉ, D. I.; SINGH, G. A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia. **Bioresource Technology**, Sherbrooke, v. 143, [s.n.], p. 632-641, jun., 2013.

RAJAONISON, A.; RABESAHALA, I. A. F. A.; TIANA, H. Recent Advance in Anaerobic Co-digestion Technology: A Review. **Modern Applied Science**, Antananarivo, v. 14, n. 6, p. 90-109, mai., 2020.

RAMIRES, M. F.; *et al.* Potential use of wastes from pig abattoirs as a nutrient source in agriculture. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**; Maringá, v 14, Ed. 1, 2021

REN, Y.; *et al.* A comprehensive review on food waste anaerobic digestion: Research updates and tendencies. **Bioresource Technology** 247, 1069–1076, 2018.

ROCHA, A. dos S. Agroindústria suinícola: estratégias e desafios. **Conj. & Planej.**, Salvador, n. 194, p. 39-55, 2018.

RODRIGUES, G.Z.; *et al.* **Evolução da produção da carne suína no Brasil** – uma análise estrutural-diferencial. *Revista de economia e agronegócio*, v. 6, n. 3, 2009.

RODRÍGUEZ, D.C.; *et al.* Behaviour of molecular weight distribution for the liquid fraction of pig slurry treated by anaerobic digestion. **Environmental Technology**, v. 32, n. 3-4, p. 419-425, 2011.

RUBIO, J., SOUZA, M., SMITH, R. Overview of flotation as a wastewater treatment technique. **Miner. Eng.** 15, 139–155, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0892-6875\(01\)00216-3](https://doi.org/10.1016/S0892-6875(01)00216-3).

SANTANA, T. S. S.; PAWLOWSKY, U. **Reciclagem de águas residuárias tratadas em indústria de café**. *BRASIL ALIMENTOS*, n. 21, p. 34-37, 2003.

Comgás e Scania firmam parceria para acelerar aumento de frota comercial pesada movida a gás natural. SCANIA. 2021. Disponível em: <https://www.scania.com/br/pt/home/about-scania/newsroom/news/2021/comgas-e-scania-firmam-parceria.html>. Acesso em 01 jun. 2023.

Scania e Itaipu Binacional apresentam primeiro ônibus do Brasil abastecido com Biometano. SCANIA. 2015. Disponível em: [http://www.scania.com.br/a-scania/imprensa/press-releases/2014/press\\_56\\_14.aspx](http://www.scania.com.br/a-scania/imprensa/press-releases/2014/press_56_14.aspx). Acesso em: 01 jun. 2023.

SCHNÜRER, A.; JARVIS, A. **Microbiological Handbook for Biogas Plants**. Swedish Waste Management U, Malmö, v. 2009, [s.n.], p. 1-74, abr., 2009.

SILVA, V. A. G.; *et al.* Levantamento do potencial de geração de energia eólica na região norte do estado de minas gerais. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v. 15, n. 1, 2023.

SILVA, F. K.; EYNG, J. O tratamento de águas residuais de indústrias de lacticínios: um estudo comparativo entre os métodos de tratamento com biofiltro e com sistema convencional de lagoas. **Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental**, v. 1, n. 2, p. 4-22, 2013.

SPRINGMANN, P. **Comunicação pessoal**. 2009. Disponível em: <http://www.springmann.ch/at/produkte/verfahren.html>. Acesso em: 29 maio 2023.

STEINMETZ, R. L. R.; *et al.* Enrichment and acclimation of an anaerobic mesophilic microorganism's inoculum for standardization of BMP assays. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 219, [s.n.], p. 21-28, nov., 2016.

SOUZA, J. C. P. V. B.; TALAMINI, D. J. D.; SCHEUERMANN, G. N.; SCHMIDT, G. S. **Sonho, desafio e tecnologia: 35 anos de contribuições da Embrapa Suínos e Aves**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 470p., 2011.

SUN, Y.; *et al.* Effects of lipid concentration on anaerobic co-digestion of municipal biomass wastes. **Waste Management**, Kidlington, v. 34, n. 6, p. 1025-1034, 2014.

TÁPPARO, D. C.; *et al.* Co-digestion of animal manure and carcasses to increase biogas generation. **Improving Biogas Production**. Springer, [s.l.], [s.v.], [s.n.], p. 99-116, jan., 2019.

TÁPPARO, D.C.; *et al.* Sanitary effectiveness and biogas yield by anaerobic co-digestion of swine carcasses and manure. **Environmental Technology** (United Kingdom) 41, 2020.

TIAN, H.; *et al.* Effect of different ammonia sources on aceticlastic and hydrogenotrophic methanogens. **Bioresource technology**, Lyngby, v. 250, [s.n.], p. 390-397, fev., 2018.

UMA, S.; THALLA, A. K.; DEVATHA, C. P. Co-digestion of food waste and switchgrass for biogas potential: effects of process parameters. **Waste and Biomass Valorization**, [s.l.], v. 11, n. 3, p. 827-839, nov., 2020.

UNEP - United Nations Environment Programme. **Danish Ministry of Environment and Energy**. Cleaner Production Assessment in Meat Processing. Dinamarca, 83p., 2000.

VALENTINE, E.G.; CARAWAN R.E. **Dissolved Air Flotation Systems (DAFs) for Bakeries**. Published by: North Carolina Cooperative Extension Service Publication Number: CD-43, 13p, March, 1996.

VDI 4630. **Fermentation of Organic Materials – Characterization of the Substrate, Sampling, Collection of Material Data, Fermentation Tests**. The Association of German Engineers, Düsseldorf, Germany, 2006.

VEIGA, A. P. B. **Contribuição à avaliação das barreiras e oportunidades regulatórias, econômicas e tecnológicas do uso de biometano produzido a partir de gás de aterro no Brasil**. 2016. 173 f. Dissertação (Mestrado em Ciências)



Programa de Pós-Graduação em Energia - Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2016.

VIEIRA, F. D., FRANCISCO, A. C. DE; BITTENCOURT, J. V. M. Biometano e biogás como fontes de energia sustentável e ecologicamente viável. **Revista Espacios**, 37(18), 9, 2016.

VOß E., WEICHHREBE D.; ROSENWINKEL, K. H. **FOS/TAC-Deduction, Methods, Application and Significance, Internationale Wissenschaftskonferenz**. Biogas Science – science meets practice”, LfL-Bayern, p. 2-4, 2009.

VON SPERLING, MARCOS. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais, UFMG. 1996.

WALKER, ELIANA. **Estudo da viabilidade econômica na utilização de biomassa como fonte de energia renovável na produção de biogás em propriedades rurais**. Tese de Doutorado. Universidade Regional do Noroeste do estado do Rio Grande do Sul. 2009.

WANG, S.; JENA, U.; DAS, K. C. Biomethane production potential of slaughterhouse waste in the United States. **Energy Conversion and Management**, Athens, v. 173, [s.n.], p. 143–157, out. 2018.

YOON, Y.-M.; KIM, S.-H.; OH, S.-Y.; KIM, C.-H. Potential of anaerobic digestion for material recovery and energy production in waste biomass from a poultry slaughterhouse. **Waste Management**, [s.l.], v.34, n.1, p.204-209, January, 2014.

ZANOTTO, D. L. *et al.* **Flotado de Efluentes de Frigorífico de Suínos e Aves - 1. Composição Química**. Comunicado técnico 440, Embrapa, 2006.

ZARDO, A. O.; LIMA, G. J. M. M. **Alimentos para suínos**. Boletim Informativo de Pesquisa, ano 8, n. 12, p. 1-60, dez. 1999.

ZOUBOLIS, A. I.; MATIS, K. A.; STALIDIS, G. A. Flotation techniques in waste water treatment. **Inovation in flotation technology**, p. 475 -497, 1992.