

**GABRIELLE OLIVEIRA ROSA DA CRUZ**

**ROTAS DE CONVERSÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM BIODIGESTORES  
LAGOA COBERTA (BLC) NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE  
SUINOCULTURA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientador: André Pereira Rosa

Coorientadores: Alisson Carraro Borges  
Cláudio Leite de Souza

**VIÇOSA - MINAS GERAIS  
2022**

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade  
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

C957r  
2023

Cruz, Gabrielle Oliveira Rosa da, 1997-

Rotas de conversão de matéria orgânica em Biodigestores Lagoa Coberta (BLC) no tratamento de águas residuárias de suinocultura / Gabrielle Oliveira Rosa da Cruz. – Viçosa, MG, 2023.

1 dissertação eletrônica (92 f.): il. (algumas color.).

Orientador: André Pereira Rosa.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Engenharia Agrícola, 2023.

Inclui bibliografia.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2023.454>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Digestão anaeróbia. 2. Biodigestores. 3. Águas residuais - Purificação. 4. Demanda bioquímica de oxigênio. 5. Suínos - Criação. I. Rosa, André Pereira, 1983-. II. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Agrícola. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. III. Título.

CDD 22. ed. 628.351


**GABRIELLE OLIVEIRA ROSA DA CRUZ**

**ROTAS DE CONVERSÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM BIODIGESTORES  
LAGOA COBERTA (BLC) NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE  
SUINOCULTURA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.


APROVADA: 28 de março de 2023.

Assentimento:

Documento assinado digitalmente  
 GABRIELLE OLIVEIRA ROSA DA CRUZ  
Data: 26/07/2023 12:01:46-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

---

Gabrielle Oliveira Rosa da Cruz  
Autora

Documento assinado digitalmente  
 ANDRÉ PEREIRA ROSA  
Data: 26/07/2023 18:47:17-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

---

André Pereira Rosa  
Orientador

## AGRADECIMENTOS

À minha mãe Ana Cláudia, minha rocha, meu apoio, por sempre me incentivar a buscar o conhecimento em todos os lugares.

Ao meu companheiro Ruy, sempre pronto para me acolher nos momentos mais difíceis e pra rir comigo nos momentos mais fáceis.

Ao meu orientador, André Rosa, pela confiança e apoio durante minha pesquisa. Agradeço aos meus coorientadores, Cláudio Souza e Alisson Borges, por sanarem minhas dúvidas e por me confiarem em mim. Às professoras Ana Soares e Sibebe Leite, pelas importantes colocações durante minha defesa, vocês são inspiração.

Às minhas queridas amigas e companheiras de experimento, Isabelle e Iacy: não sei o que seria desse trabalho sem suas colocações, nossas discussões, nossas cervejas pós-expediente. Aos meus estagiários maravilhosos: Piêtro, Guilherme, Rafael, Isabela, Ana, Laura e Endy.

À toda família LQA, em especial, Éder, Laís, Larissa, Lucas e Simone. À Elisa, eternamente presente em meu coração e pensamento.

À todas as moradoras da República Gaia, especialmente Évelyn e Isabela, por terem sido meu lar e minha rede de apoio, me ouvindo sem julgamento e me acolhendo da melhor forma possível.

À UEPE em Suinocultura, por fornecer o espaço e o tempo para nos ajudar a monitorar a ETE.

À Universidade Federal de Viçosa, pela oportunidade de realizar a pós-graduação.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), pela concessão da bolsa de estudos

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

## RESUMO

CRUZ, Gabrielle Oliveira Rosa da, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, março de 2023. **Rotas de conversão de matéria orgânica em Biodigestores Lagoa Coberta (BLC) no tratamento de águas residuárias de suinocultura.** Orientador: André Pereira Rosa. Coorientadores: Alisson Borges Carraro e Cláudio Leite de Souza.

O Biodigestor modelo Lagoa Coberta (BLC) é uma tecnologia amplamente adotada no Brasil para o tratamento de águas residuárias de suinocultura (ARS). Entretanto, pouco se sabe sobre as rotas de conversão de matéria orgânica nesses reatores e as perdas de metano existentes. Portanto, o objetivo da pesquisa foi investigar as rotas de conversão de matéria orgânica por meio de balanço de massa de DQO, sob diferentes condições operacionais, em BLCs tratando ARS. O Artigo I focou no balanço em um BLC escala plena ( $V = 250 \text{ m}^3$ ), localizado na UEPE em Suinocultura (Viçosa/MG). O monitoramento foi realizado em dois períodos (abril a julho e agosto a dezembro de 2022). As parcelas consideradas no balanço foram: (i) DQO convertida em  $\text{CH}_4$  no biogás; (ii) DQO convertida em lodo e retida no reator; DQO convertida em lodo e perdida no efluente; (v) DQO convertida em  $\text{CH}_4$  e dissolvida no efluente e (vi) DQO não convertida e perdida no efluente. De acordo com os resultados, o BLC apresentou um período de estabilidade e outro de distúrbio devido à ressuspensão de sólidos da base. Apesar disso, o BLC manteve seu pH, alcalinidade total e razão AI/AP estáveis. O balanço apontou uma maior parcela de lodo retido no reator (50,0%), associada a um elevado aporte de material particulado, elevado TRH e reduzida interação entre substrato e biomassa. A DQO convertida em  $\text{CH}_4$  no biogás e dissolvido foram de 36,2% e 0,8%, respectivamente. Portanto, o acúmulo de lodo é visto como um desafio a ser superado e que as perdas de metano no efluente foram desprezíveis. O Artigo II comparou o desempenho e a produção de  $\text{CH}_4$  de biodigestores de fluxo horizontal (HF) no tratamento de ARS a partir da introdução de agitação mecânica intermitente. O aparato experimental consistiu em 2 biodigestores em escala de bancada:  $\text{HF}_w$  (com agitação) e  $\text{HF}_{w/o}$  (sem agitação). O período de experimento foi dividido em Fase I (dias 0-50) e Fase II (dias 51-100). O balanço de massa considerou as mesmas parcelas do Artigo I. De acordo com os resultados, a Fase I foi definida pela saída de biomassa próxima às pás giratórias de  $\text{HF}_w$ , ao contrário de  $\text{HF}_{w/o}$ , que manteve os sólidos por meio da sedimentação. As taxas de hidrólise e metanogênese diferiram significativamente entre os reatores durante esta etapa, com menores taxas para  $\text{HF}_w$ . Na Fase II,  $\text{HF}_w$  começou a apresentar um efluente similar ao  $\text{HF}_{w/o}$  ( $p \leq 0.05$ ). Isso mostra que o sistema se habituou à agitação, possuindo áreas definidas com biomassa (entre as pás giratórias) e sem biomassa (local das pás). As produções de  $\text{CH}_4$  também se

equipararam, o que traz novas perspectivas para evitar o acúmulo excessivo de lodo em biodigestores horizontais. O balanço mostrou que uma maior retenção de biomassa gera uma maior conversão de CH<sub>4</sub> no biogás, com ínfimas parcelas de metano dissolvido em ambos os reatores. Conclui-se que HF<sub>w</sub> apresenta desempenho semelhante a HF<sub>w/o</sub>, com a vantagem de abrigar compartimentos específicos para a biomassa, sem a retenção excessiva de lodo.

**Palavras-chave:** Digestão anaeróbia. Água residuária de suinocultura. Biodigestor lagoa coberta. Balanço de massa de DQO. Agitação intermitente.

## ABSTRACT

CRUZ, Gabrielle Oliveira Rosa da, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, March, 2023. **Organic matter conversion routes in a covered lagoon biodigester treating swine wastewater**. Adviser: André Pereira Rosa. Co-advisers: Alisson Borges Carraro e Cláudio Leite de Souza.

The covered lagoon biodigester (CLB) is a technology widely adopted in Brazil for the treatment of swine wastewater (SW). However, little is known about the organic matter conversion routes in these reactors and the existing methane losses. Therefore, the objective of the research was to investigate the routes of conversion of organic matter through COD mass balance, under different operational conditions, in CLBs treating SW. Article I focused on the balance in a full scale CLB ( $V = 250 \text{ m}^3$ ), located at UEPE in Suinocultura (Viçosa/MG). Monitoring was carried out in two periods (April to July and August to December 2022). The portions considered in the balance were: (i) COD converted into  $\text{CH}_4$  in biogas; (ii) COD converted into sludge and retained in the reactor; COD converted into sludge and lost in the effluent; (v) COD converted to  $\text{CH}_4$  and dissolved in the effluent and (vi) COD not converted and lost in the effluent. According to the results, the CLB presented a period of stability and another period of disturbance due to the resuspension of solids in the base. Despite this, the CLB kept its pH, total alkalinity and AI/AP ratio stable. The balance showed a larger portion of sludge retained in the reactor (50.0%), associated with a high input of particulate matter, high HTR and reduced interaction between substrate and biomass. The COD converted into  $\text{CH}_4$  in the biogas and dissolved were 36.2% and 0.8%, respectively. Therefore, the accumulation of sludge is seen as a challenge to be overcome and that methane losses in the effluent were negligible. Article II compared the performance and  $\text{CH}_4$  production of horizontal flow (HF) biodigesters in the treatment of SW after the introduction of intermittent mechanical agitation. The setup consisted of 2 bench scale biodigesters:  $\text{HF}_w$  (with agitation) and  $\text{HF}_{w/o}$  (without agitation). The experiment period was divided into Phase I (days 0-50) and Phase II (days 51-100). The mass balance considered the same plots as in Article I. According to the results, Phase I was defined by the output of biomass close to the rotating blades of  $\text{HF}_w$ , as opposed to  $\text{HF}_{w/o}$ , which kept the solids through sedimentation. Hydrolysis and methanogenesis rates differed significantly between reactors during this step, with lower rates for  $\text{HF}_w$ . In Phase II,  $\text{HF}_w$  started to present an effluent similar to  $\text{HF}_{w/o}$  ( $p \leq 0.05$ ). This shows that the system got used to agitation, having defined areas with biomass (between the rotating blades) and without biomass (place of the blades). The  $\text{CH}_4$  productions were also similar, which brings new perspectives to

avoid the excessive accumulation of sludge in horizontal biodigesters. The balance showed that a greater retention of biomass generates a greater conversion of CH<sub>4</sub> into biogas, with tiny amounts of dissolved methane in both reactors. It is concluded that HF<sub>w</sub> performs similarly to HF<sub>w/o</sub>, with the advantage of having specific compartments for biomass, without excessive sludge retention.

**Keywords:** Anaerobic digestion. Swine wastewater. Covered lagoon biodigester. COD mass balance. Intermittent agitation.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 3.1 – Esquema de tratamento de resíduos da suinocultura.....	20
Figura 3.2 – Biodigestor modelo Lagoa Coberta .....	23
Figura 3.3 – Conversão de massa de DQO em sistemas anaeróbios: (A) Teórica; (B) Prática	27
Figura 4.1 – Estação de Tratamento de Efluentes da UEPE em suinocultura.....	41
Figura 4.2 – Parcelas do balanço de massa de DQO em um BLC em escala real.....	43
Figura 4.3 – Alcalinidade total e relação AI/AP no BLC na (A) 1ª campanha; (B) 2ª campanha .....	48
Figura 4.4 – DQO total (A), DQO solúvel (B), ST (C) e STV (D) ao longo do monitoramento do BLC .....	50
Figura 4.5 – Concentrações de (A) DQO total; (B) DQO solúvel; (C) Sólidos totais; (D) Sólidos totais voláteis na entrada (EB) e saída (SB) do BLC na 1ª campanha .....	51
Figura 4.6 – Concentrações de (A) DQO total; (B) DQO solúvel; (C) Sólidos totais; (D) Sólidos totais voláteis na entrada (EB) e saída (SB) do BLC na 2ª campanha .....	52
Figura 4.7 – Caixa de saída do BLC com elevada concentração de sólidos (12/09/2022) .....	54
Figura 4.8 – Composição do biogás no BLC em escala plena na (1) 1ª campanha e (2) 2ª campanha .....	55
Figura 4.9 – Balanço de massa de DQO em BLC escala plena (boxplot).....	56
Figura 4.10 – Balanço de massa de DQO em BLC escala plena (Diagrama de Sankey).....	57
Figura 5.1 – Aparato experimental.....	65
Figura 5.2 – Parcelas do balanço de massa de DQO em um BLC em escala laboratorial .....	70
Figura 5.3 – Gráficos temporais de DQO total e solúvel e sólidos totais e voláteis .....	75
Figura 5.4 - Taxas de hidrólise e metanogênese nos biodigestores (Fase I e II) .....	77
Figura 5.5 – (A) Rendimento de metano por STV aplicado; (B) Rendimento de metano por DQO aplicada; (C) Concentração de metano no biogás.....	79
Figura 5.6 – Balanço de massa de DQO (A) $HF_w$ ; (B) $HF_{w/o}$ .....	81

## LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 – Premissas e hipóteses da pesquisa .....	15
Tabela 3.1 – Características de águas residuárias de suinocultura.....	19
Tabela 3.2 – Características de BLCs em escala plena .....	24
Tabela 3.3 – Pesquisas com balanço de massa de DQO em digestores anaeróbios .....	29
Tabela 4.1 – Equações utilizadas no cálculo das frações do balanço de massa de DQO .....	43
Tabela 4.2 – Características do afluente e efluente do BLC em escala plena por campanha amostral .....	47
Tabela 4.3 – Parcelas do balanço de massa de DQO em BLC escala plena .....	56
Tabela 5.1 – Características da ARS utilizada na alimentação dos reatores .....	66
Tabela 5.2 – Equações utilizadas no cálculo das frações do balanço de massa de DQO .....	70
Tabela 5.3 – Caracterização efluente dos reatores anaeróbios .....	74
Tabela 5.4 – Rendimento específico de biogás e metano (CH <sub>4</sub> ) nos reatores anaeróbios durante as fases de operação.....	78
Tabela 5.5 – Balanço de massa de DQO de ARS.....	80

## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AGV	Ácidos Graxos Voláteis
AI	Alcalinidade Intermediária
AnMBR	Do inglês, <i>Anaerobic Membrane Bioreactor</i>
AP	Alcalinidade Parcial
BLC	Biodigestor modelo Lagoa Coberta
CFD	Do inglês, <i>Computational Fluid Dynamics</i>
COV	Carga Orgânica Volumétrica
CSTR	Do inglês, <i>Continuous Stirred-Tank Reactor</i>
DQO	Demanda Química de Oxigênio
IUPAC	União Internacional de Química Pura e Aplicada
pH	Potencial Hidrogeniônico
PVC	Policloreto de Vinila
Q	Vazão
ST	Sólidos Totais
STV	Sólidos Totais Voláteis
TRH	Tempo de retenção hidráulica
TRS	Tempo de residência de sólidos
UAHB	Do inglês, <i>Upflow Anaerobic Hybrid Reactor</i>
UASB	Do inglês, <i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
UEPE	Unidade de Ensino, Pesquisa e Extensão

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>13</b>
<b>2. HIPÓTESES E OBJETIVOS DA PESQUISA .....</b>	<b>14</b>
<b>2.1. Objetivo geral .....</b>	<b>14</b>
<b>2.2. Objetivos específicos.....</b>	<b>14</b>
<b>3. REVISÃO DE LITERATURA.....</b>	<b>15</b>
<b>3.1. Suinocultura e meio ambiente .....</b>	<b>15</b>
<b>3.2. Tecnologias de tratamento de águas residuárias da suinocultura .....</b>	<b>17</b>
<b>3.3. Digestão anaeróbia .....</b>	<b>21</b>
3.3.1. Biodigestor modelo Lagoa Coberta (BLC).....	22
3.3.2. Balanço de massa de DQO em reatores anaeróbios.....	25
3.3.3. Otimização na produção de biogás .....	30
<b>3.4. Referências bibliográficas.....</b>	<b>31</b>
<b>4. ROTAS DE CONVERSÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM UM BIODIGESTOR LAGOA COBERTA (BLC) EM ESCALA PLENA NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA.....</b>	<b>39</b>
<b>4.1. Introdução .....</b>	<b>39</b>
<b>4.2. Material e métodos .....</b>	<b>40</b>
4.2.1. Área de Estudo .....	40
4.2.2. Monitoramento do sistema e métodos analíticos .....	41
4.2.3. Balanço de massa de DQO.....	42
4.2.4. Análise estatística dos dados.....	45
<b>4.3. Resultados e discussão.....</b>	<b>46</b>
4.3.1. Estabilidade e desempenho do BLC .....	46
4.3.2. Balanço de massa de DQO.....	55
<b>4.4. Conclusão .....</b>	<b>59</b>
<b>4.5. Referências bibliográficas.....</b>	<b>59</b>
<b>5. ESTUDO DA INFLUÊNCIA DA AGITAÇÃO NA OPERAÇÃO DE BIODIGESTORES EM ESCALA DE BANCADA NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA.....</b>	<b>63</b>
<b>5.1. Introdução .....</b>	<b>63</b>
<b>5.2. Material e métodos .....</b>	<b>64</b>
5.2.1. Aparato experimental.....	64

5.2.2.	Inoculação, partida e operação dos biodigestores.....	65
5.2.3.	Métodos analíticos .....	67
5.2.4.	Balanço de massa de DQO.....	69
5.2.5.	Análise estatística dos dados.....	72
<b>5.3.</b>	<b>Resultados .....</b>	<b>73</b>
5.3.1.	Estabilidade e desempenho dos biodigestores .....	73
5.3.2.	Produção e composição do biogás .....	77
5.3.3.	Balanço de massa .....	80
<b>5.4.</b>	<b>Discussão .....</b>	<b>82</b>
5.4.1.	Estabilidade da digestão anaeróbia nos biodigestores (fases I e II).....	82
5.4.2.	Desempenho dos biodigestores com e sem agitação na fase I.....	83
5.4.3.	Desempenho dos biodigestores com e sem agitação na Fase II.....	84
<b>5.5.</b>	<b>Conclusão .....</b>	<b>86</b>
<b>5.6.</b>	<b>Referências bibliográficas.....</b>	<b>86</b>
<b>6.</b>	<b>CONCLUSÃO GERAL .....</b>	<b>91</b>
<b>7.</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>91</b>

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

A suinocultura é uma atividade de grande relevância no comércio mundial, visto que a carne suína é um produto de consumo em crescimento nas prateleiras de mercados e nas residências. No ano de 2022, o Brasil se manteve na 4ª posição de maior produtor de carne suína, com um total de 4,43 milhões de toneladas de carcaça (USDA, 2023). Já no cenário nacional, Minas Gerais ocupa o 4º lugar do ranking de abate de suínos, atrás apenas da suinocultura da Região Sul, com o desenvolvimento de plantéis nas regiões do Triângulo Mineiro e da Zona da Mata (ABPA, 2022; ABCS, 2016).

Todavia, o crescimento populacional e, por consequência, a alta demanda de proteína animal colocou em perspectiva a urgência de uma maior percepção e conscientização acerca dos desafios socioambientais enfrentados no mundo, especialmente no que tange às mudanças climáticas e a escassez e poluição de recursos hídricos. Dessa forma, a comunidade científica tem investido em soluções integradas para manter a prosperidade do setor agroindustrial, enquanto os impactos negativos da suinocultura, como a geração dos dejetos sólidos e líquidos, são gerenciados e minimizados (LI et al., 2021; WANG et al., 2021; LAMOLINARA et al., 2022)

Neste sentido, a digestão anaeróbia é uma das principais rotas consideradas para o tratamento de dejetos suínos, pelo fato de sistemas anaeróbios serem capazes de tratar elevadas cargas orgânicas com elevada eficiência e baixo nível tecnológico (SINGH et al., 2023). Esse processo permite a degradação da matéria orgânica do resíduo, em um ambiente sem a presença de oxigênio, tendo como resultado a produção de biogás e de digestato. Isso incentiva o princípio da economia circular, que tem como objetivo transformar os resíduos em recursos de grande valor (FENG et al., 2023).

Em áreas rurais, os Biodigestores Modelo Lagoa Coberta (BLC) são sistemas populares por priorizarem o aproveitamento energético/térmico do biogás/biometano a partir da produção suína, e a utilização do digestato (composto rico em macro e micronutrientes) em áreas de produção vegetal, o que contribui para a redução do uso de fertilizantes convencionais. O BLC opera em fluxo em pistão e não possui sistemas de mistura e aquecimento, o que reduz a eficiência do processo em comparação a outras configurações de biodigestores automatizados (MORGAN et al., 2018; SCHMIDT et al., 2019).

Particularmente, a cadeia de biogás tem prosperado por diversos fatores, como a redução na emissão de gases de efeito estufa (GEEs) como o metano (NWOKOLO et al., 2020), assim como a produção de uma energia renovável, diminuindo a contribuição de combustíveis fósseis

na matriz energética mundial. Em 2020, o Brasil apresentava em sua matriz energética um total de 675 plantas de biogás, sendo Minas Gerais o principal estado, com o maior número de plantas com finalidade energética em operação, o que corresponde em um avanço do emprego de energias renováveis (CIBIOGÁS, 2021). Entretanto, para otimizar a produção de biogás, é necessário a existência de estudos que compreendam os fatores que levam às perdas que usualmente ocorrem em sistemas anaeróbios.

Em relação às águas residuárias de suinocultura, especialmente tratadas por BLC, estudos apontam que, em escala laboratorial e real, a conversão de sólidos voláteis em biogás pode chegar a valores de 60 a 70% (TÁPPARO et al., 2021). Porém, ainda há uma deficiência em estudos que considerem as frações de gases dissolvidos no balanço de massa e as perdas existentes em BLC tratando efluentes agroindustriais, visto que esse é um reator que funciona em fluxo disperso e que usualmente não possui dispositivos de aquecimento e de mistura. Assim, a compreensão das rotas de conversão do carbono, da mesma forma como dos mecanismos envolvidos na produção e separação dos gases que constituem o biogás é imprescindível para mitigar as perdas gasosas de gases de efeitos estufa (GEEs) e buscar alternativas para a recuperação energética do metano.

A dissertação foi estruturada em 7 capítulos, no total. Os Capítulos 1, 2 e 3 fornecem uma contextualização da problemática, com as hipóteses e os objetivos, bem como uma sucinta revisão de literatura acerca do tema de pesquisa. O Capítulo 4 teve como objetivo avaliar um BLC em escala plena e investigar as rotas de conversão de matéria orgânica por meio de um balanço de massa de DQO. O Capítulo 5 aborda a introdução de agitação intermitente para otimizar a produção de biogás e metano no sistema, com o emprego de balanço de massa de DQO. Por fim, o Capítulo 6 apresenta a conclusão geral do estudo.

## **2. HIPÓTESES E OBJETIVOS DA PESQUISA**

### **2.1. Objetivo geral**

Investigar a rota de conversão de matéria orgânica por meio de balanços de massa de DQO, sob diferentes condições operacionais, em Biodigestores Lagoa Coberta (BLC) tratando águas residuárias de suinocultura (ARS).

### **2.2. Objetivos específicos**

- Avaliar as rotas de conversão de matéria orgânica em um BLC escala plena;

- Avaliar a presença de metano (CH<sub>4</sub>) dissolvido em efluente de suinocultura tratado em BLCs, para diferentes condições operacionais e escalas (real e laboratorial);
- Avaliar e discutir os aspectos relativos ao emprego de agitação intermitente do substrato+inóculo nas rotas de conversão de matéria orgânica em termos de balanço de massa de DQO.

As premissas do trabalho, seguidas pelas respectivas hipóteses e objetivos, podem ser verificadas na Tabela 2.1.

Tabela 2.1 – Premissas e hipóteses da pesquisa

Premissas	Hipóteses	Objetivos
O balanço de massa teórico para reatores anaeróbios mostra que, da DQO que entra no sistema, 70-90% pode ser convertida em biogás, 5-15% pode ser convertida em biomassa (lodo anaeróbio) e 10-30% pode ser perdida no efluente (CHERNICHARO, 2007).	A perda de metano dissolvido no efluente de suinocultura em BLCs é inferior a perda em UASB tratando esgoto doméstico, assim como a produção de lodo em BLCs é superior ao UASB	Avaliar as rotas de conversão de matéria orgânica em um BLC escala plena;  Avaliar a presença de metano (CH <sub>4</sub> ) dissolvido em efluente de suinocultura tratado em BLCs, para diferentes condições operacionais e escalas (real e laboratorial);
O BLC é um sistema simplificado e dependente das condições climáticas para alcançar elevada produção de biogás. A agitação intermitente tem sido recomendada em digestores que tratam resíduos orgânicos sob condições de temperatura mesofílicas (KHALIL; ERAKY; GHANIMEH, 2021).	Os mecanismos físicos promovem uma maior transferência líquido-gás de metano em BLC tratando ARS em baixas cargas orgânicas.  Os mecanismos físicos promovem uma melhoria na qualidade do efluente, em termos de DQO e sólidos	Avaliar e discutir os aspectos relativos ao emprego de agitação intermitente do substrato+inóculo nas rotas de conversão de matéria orgânica em termos de balanço de massa de DQO.

### 3. REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1. Suinocultura e meio ambiente

O agronegócio possui considerável importância na economia brasileira. De acordo com dados do Cepea (Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada), da Esalq/USP, em parceria com a CNA (Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil), o setor alcançou uma participação de 27,6% no PIB do país em 2021, a maior taxa desde 2004. A agropecuária, por si só, representou 8,0% desta participação, a maior em 26 anos (CEPEA/CNA, 2022).

O consumo global de carne suína está projetado para aumentar para 129 milhões de toneladas nos próximos dez anos e responder por um terço do aumento total no consumo de carne (OECD/FAO, 2022). No ano de 2021, a população brasileira atingiu o maior consumo per capita de carne suína, totalizando 16,7 kg hab<sup>-1</sup> (ABPA, 2022). Na maior parte da América Latina, os preços favoráveis posicionaram a carne suína e de aves como as carnes preferidas para atender à crescente demanda da classe média (OECD/FAO, 2022).

O Brasil não só consome como exporta uma grande variedade de alimentos para atender o mercado internacional, e é tido como um dos maiores exportadores do mundo, respondendo por mais de um terço dos embarques globais (USDA, 2022). Neste sentido, espera-se que o país registre o maior aumento nas exportações mundiais de carne, beneficiando-se de uma taxa de câmbio favorável e ampla disponibilidade de grãos para ração (OECD/FAO, 2022).

No ano de 2022, o Brasil se manteve na 4ª posição de maior produtor de carne suína do mundo, contabilizando 4,43 milhões de toneladas de carcaça. Ainda, é previsto que o Brasil mantenha sua posição em 2023, com aproximadamente 10% de participação de mercado (USDA, 2023). No cenário nacional, Minas Gerais ocupa o 4º lugar do ranking de abate de suínos, atrás apenas da suinocultura dos estados da Região Sul (Santa Catarina, Rio Grande do Sul e Paraná) (ABPA, 2022).

Os sistemas de produção de suínos podem ser classificados em ciclo completo ou produção distribuída em sítios, na qual a produção é realizada em locais independentes. O ciclo completo engloba todas as fases de produção, sendo que a definição do fluxo depende da determinação do intervalo entre lotes de produção, idade média de desmame, idade de saída da creche, idade de venda dos suínos produzidos (mercado) e limpeza, desinfecção e vazio sanitário entre lotes (ABCS, 2014).

A suinocultura em Minas Gerais conta com um percentual expressivo de produtores independentes (77%), via de regra em granjas de ciclo completo. Os demais 23% estão organizados em sistemas de produção integrados, concentrados na região do Triângulo Mineiro. A região da Zona da Mata também possui destaque, com uma longa tradição no setor, ocupando o 2º lugar das produções suínas do estado (ABCS, 2016).

Entretanto, a cadeia suinícola intensiva possui elevado potencial poluidor, capaz de comprometer os recursos ambientais da região em que se encontra. Dentre os impactos ambientais, destacam-se: a contaminação das águas superficiais e subterrâneas advinda de elevadas concentrações de nutrientes, como fósforo e nitrogênio (LÓPEZ-PACHECO et al., 2021), e metais pesados, especialmente cobre e zinco (LIU et al., 2020); a presença de hormônios e antibióticos no digestato e lodo, o qual é utilizado como fertilizante (GOMES et

al., 2022; CHENG et al., 2020a; LIMA; DOMINGUES; SILVA, 2020; PENG et al., 2017), assim como as emissões de gases de efeito estufa (GEEs) e maus odores (VARMA et al., 2021; RZEŹNIK; MIELCAREK-BOCHEŃSKA, 2022).

A emissão de metano ( $\text{CH}_4$ ), um dos principais GEEs, na agricultura é uma preocupação global, visto que esta é responsável por um quarto das emissões antropogênicas, sendo 14,5% provenientes da agropecuária (OECD/FAO, 2022; GERBER et al., 2013). A cadeia de fornecimento de rações, a qual é composta por milho, soja, trigo, cevada, entre outros, pode ser responsável por mais da metade destes gases (GIRALDI-DÍAZ et al., 2021; PAZMIÑO; RAMIREZ, 2021). Em adição, o esterco atua como fonte de emissão tanto de metano quanto de óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), e a quantidade emitida está ligada às condições ambientais, tipo de manejo e composição do esterco (GROSSI et al., 2019).

A sustentabilidade dos sistemas de produção de suínos para as próximas décadas contará não só com melhorias no nível das raças animais, mas também se sustentará em quatro pilares adicionais: (i) utilização de fontes alternativas de alimentação não competitivas com a alimentação humana; (ii) redução do teor de proteína bruta nas rações; (iii) uso adequado de dejetos como fertilizante em conjunto com a produção agropecuária e (iv) moderação no consumo de carne suína humana (LASSALETTA et al., 2019).

Diante da importância do agronegócio, o país tem buscado estratégias para a mitigação dos impactos ambientais e as consequências da produção animal intensiva, especialmente em relação ao manejo e gerenciamento dos dejetos suínos. Como exemplo, o Plano ABC (denominado, atualmente, de Plano ABC+ - Plano Setorial para Adaptação à Mudança do Clima e Baixa Emissão de Carbono na Agropecuária) tem a finalidade de aumentar o volume manejado de resíduos da produção de animais confinados para que, até 2030, 208,4 milhões de  $\text{m}^3$  de resíduos sejam tratados, volume correspondente a 27% do total de resíduos gerados por sistemas de produção pecuários (BRASIL, 2021).

### **3.2. Tecnologias de tratamento de águas residuárias da suinocultura**

Os resíduos gerados pela produção suína podem ser separados em fração sólida e líquida. A fração sólida corresponde tanto às carcaças de animais mortos quanto ao esterco retirado das baias sem a adição de água. Já a fração líquida, usualmente referida como água residuária de suinocultura (ARS), é composta por fezes, urina, restos de rações, cerdas, poeira,

material particulado, água de lavagem das instalações e desperdiçadas nos bebedouros, além de outros materiais gerados no processo produtivo (MATOS; MATOS, 2017).

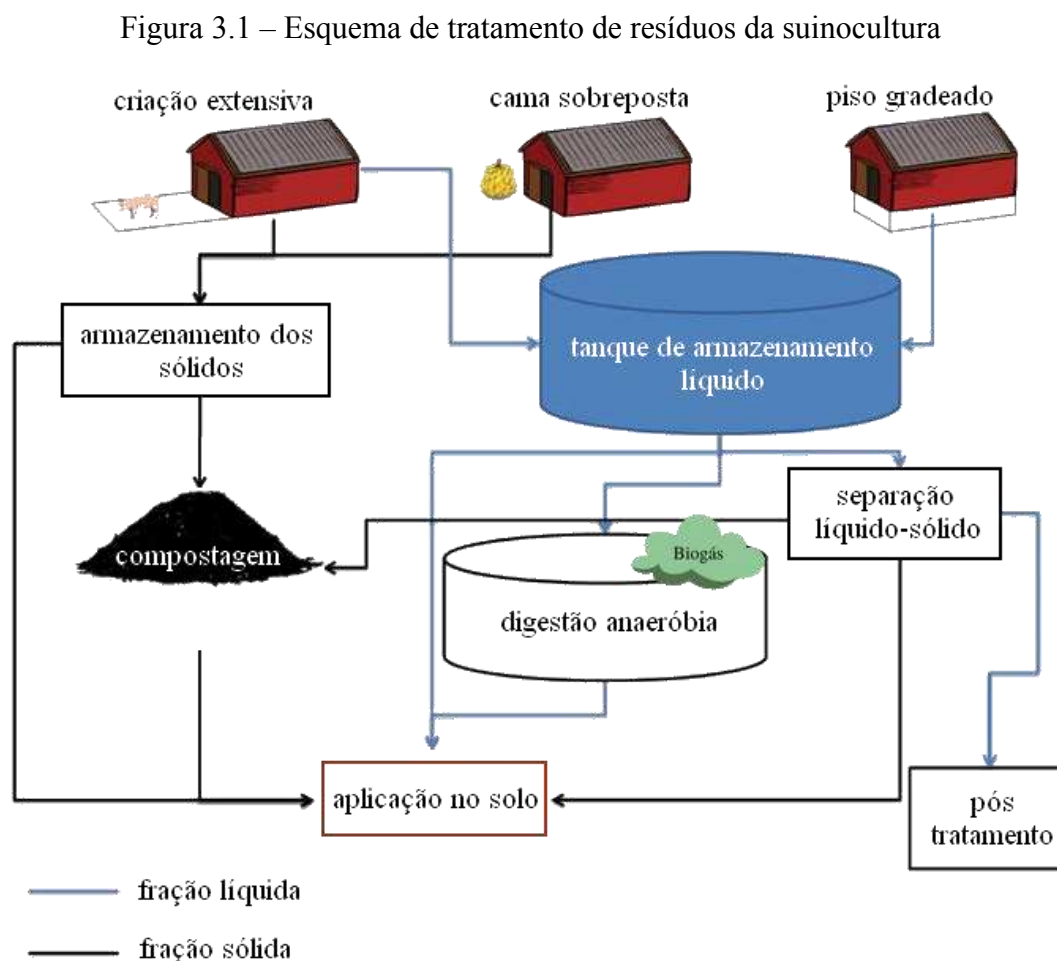
A ARS contém altas concentrações de matéria orgânica e sólidos, com concentrações de DQO que podem variar entre 10.000 mg L<sup>-1</sup> a mais de 100.000 mg L<sup>-1</sup>, em casos extremos, e com concentrações de sólidos totais acima de 1%. Além disso, a presença de nutrientes como nitrogênio e fósforo na fração líquida podem alcançar concentrações de 200 a 7.300 mg L<sup>-1</sup> e 200 a 500 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente (CHENG et al., 2020b). A composição irá depender da quantidade de água gasta na higienização do local e dos animais, assim como da própria alimentação fornecida e, por conta disso, a ARS pode apresentar grande variabilidade. A Tabela 3.1 apresenta tanto a qualidade de dejetos gerados em diversas suinoculturas, e utilizados em pesquisas ao redor do mundo.

Tabela 3.1 – Características de águas residuárias de suinocultura na literatura

DQO (mg L <sup>-1</sup> )	DBO (mg L <sup>-1</sup> )	ST (mg L <sup>-1</sup> )	STV (mg L <sup>-1</sup> )	N (mg L <sup>-1</sup> )	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	P (mg L <sup>-1</sup> )	Referência
20.000	-	7.000 – 8.000	4.000 – 5.000	-	-	-	(PU et al., 2022)
8.375	5.000	9.200	6.100	958 <sup>a</sup>	603	216 <sup>b</sup>	(YANG et al., 2016)
37.410	-	46.120	29.920	4.940 <sup>c</sup>	3.220	1.090 <sup>b</sup>	(LEE; HAN, 2016)
13.500 – 7.200	-	7.100 – 8.900	5.200 – 6.100	1.200 – 3.100 <sup>c</sup>	900 – 1.700	-	(TANG et al., 2022)
85.600	59.500			5.685 <sup>c</sup>	5.351	6.608 <sup>d</sup>	(AGUSTIN et al., 2022)
1.700	-	8.500	1.500	2.460 <sup>a</sup>	2.330	446 <sup>b</sup>	(VANOTTI et al., 2017)
4.970 – 7.010	-	-	-	780 – 945 <sup>c</sup>	734 – 892	43 – 56 <sup>b</sup>	(HAN et al., 2020)
3.750	-	4.188	2.112	-	1.761	161 <sup>d</sup>	(MOLINUEVO-SALCES et al., 2016)
4.816	-	3.560	2.752	778 <sup>a</sup>	330	74 <sup>b</sup>	(NDEGWA et al., 2008)
56.800	-	75.800	50.800	1.300 <sup>c</sup>	200	506 <sup>d</sup>	(KINYUA; CUNNINGHAM; ERGAS, 2014)

<sup>a</sup> NKT: Nitrogênio Kjeldahl Total; <sup>b</sup> PT: Fósforo total; <sup>c</sup> NT: Nitrogênio Total; <sup>d</sup> PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>: Fosfato; <sup>e</sup> Nitrogênio Total Solúvel; DQO: Demanda química de oxigênio; DBO: Demanda bioquímica de oxigênio; ST: sólidos totais; STV: sólidos totais voláteis; NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: Nitrogênio amoniacal;

A escolha do melhor tipo de tratamento de cada uma das frações dependerá de fatores como simplicidade operacional, custos associados à prática e destino final do resíduo (AWASTHI et al., 2019). Na suinocultura, as técnicas mais utilizadas são a compostagem e a digestão anaeróbia (ZUBAIR et al. 2020). A Figura 3.1 apresenta o esquema de tratamento das frações líquida e sólida na suinocultura.



Fonte: Adaptado e traduzido de Dennehy et al. (2017)

A compostagem é um processo aeróbio natural capaz de estabilizar a matéria orgânica de um resíduo. Quando controlada, esta resulta na destruição de microrganismos patogênicos devido ao calor produzido durante o processo de degradação (SORATHIYA et al., 2014). A prática é utilizada como forma de degradar os resíduos gerados pelos animais, assim como carcaças de animais mortos, e dependendo de sua qualidade, pode ser aplicada como fertilizante em áreas de pastagem (BOHRER et al., 2019).

Enquanto a compostagem se consolidou como tratamento vantajoso para a fração sólida dos resíduos da suinocultura, a digestão anaeróbia é tida como melhor alternativa no tratamento

dos resíduos líquidos, pois a circularidade do processo resulta na geração do biogás, o qual pode ser utilizado energeticamente, e do digestato, que possui grande valor agrônomico (ZUBAIR et al., 2020). Em suinoculturas brasileiras, a digestão anaeróbia é comumente empregada a partir de esterqueiras e lagoas anaeróbias, as quais são responsáveis pela estabilização parcial da matéria orgânica na ausência de oxigênio e que possibilitam a aplicação do efluente tratado no solo, visando a adubação de lavouras e pastagens (HIGARASHI et al., 2021).

### **3.3. Digestão anaeróbia**

O processo de digestão anaeróbia ocorre quando aceptores de elétrons inorgânicos, como o gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ) e o sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), são utilizados no processo oxidativo da matéria orgânica na ausência de oxigênio (CHERNICHARO, 2007). O mesmo pode ser subdividido em quatro estágios, nos quais atuam os mais diferentes gêneros de microrganismos, sendo estes: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

A hidrólise consiste na conversão de compostos complexos e não dissolvidos, como polissacarídeos, proteínas e lipídios, à monômeros pelas bactérias hidrolíticas-fermentativas. Para substratos pouco degradáveis ou com alto teor de sólidos, esta etapa pode ser limitante (LI; CHEN; WU, 2019). Em sequência, a acidogênese é empregada por bactérias acidogênicas responsáveis em transformar a glicose, aminoácidos e lipídios em ácidos orgânicos, ácidos graxos voláteis (AGVs), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) e gás hidrogênio ( $\text{H}_2$ ). Na etapa de acetogênese, os ácidos graxos voláteis (em especial o ácido acético e o ácido butírico) são convertidos em acetato,  $\text{H}_2$  e  $\text{CO}_2$ , bem como em novas células (METCALF & EDDY, 2014; VAN LIER; MAHMOUD; ZEEMAN, 2022).

Por fim, a última etapa é conduzida por dois principais grupos de arqueias metanogênicas: enquanto as metanogênicas acetoclásticas realizam a conversão de acetato em  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$ , as metanogênicas hidrogenotróficas utilizam do hidrogênio como doador de elétrons para gerar  $\text{CH}_4$  (METCALF & EDDY, 2014; CHERNICHARO, 2007). Ainda, na presença de compostos sulfurados, surge a etapa da sulfetogênese, na qual bactérias redutoras de sulfato utilizam os compostos com enxofre como aceptores de elétrons, competindo com as metanogênicas e alterando a rota metabólica da metanogênese, tendo como resultado o sulfeto de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{S}$ ) (VAN LIER; MAHMOUD; ZEEMAN, 2022).

O processo anaeróbio em reatores é complexo e pode ser afetado por muitos fatores, incluindo o tipo e composição do substrato, composição microbiana, temperatura, pH, carga orgânica volumétrica (COV), razão C/N e a configuração do reator (DUAN et al., 2019). Para a digestão anaeróbia da ARS, além das características citadas na Tabela 3.1, os sistemas podem

abranger COVs de 0,8 – 4,0 g STV.L<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>, tempo de retenção hidráulico de 15 – 60 dias, eficiência de remoção de matéria orgânica de 44 – 77% e uma produção específica de metano de 0,16 – 0,32 m<sup>3</sup>.kg<sup>-1</sup> STV (KHOSHNEVISAN et al., 2021).

Reatores anaeróbios podem ser dos mais simples aos mais sofisticados, e a escolha da solução apropriada dependerá de diversos fatores, como custos, características do substrato, mecanismos desejados para retenção da biomassa e degradação (ZIELIŃSKI; KAZIMIEROWICZ; DEBOWSKI, 2023). Geralmente, reatores em batelada, reator contínuo de tanque agitado (CSTR), reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB), reator anaeróbio em batelada sequencial (ASBR), PFR (reator de fluxo pistonado), sistemas de um estágio e dois estágios são usados com sucesso para a digestão anaeróbia de ARS (NASIR; MOHD GHAZI; OMAR, 2012).

### 3.3.1. Biodigestor modelo Lagoa Coberta (BLC)

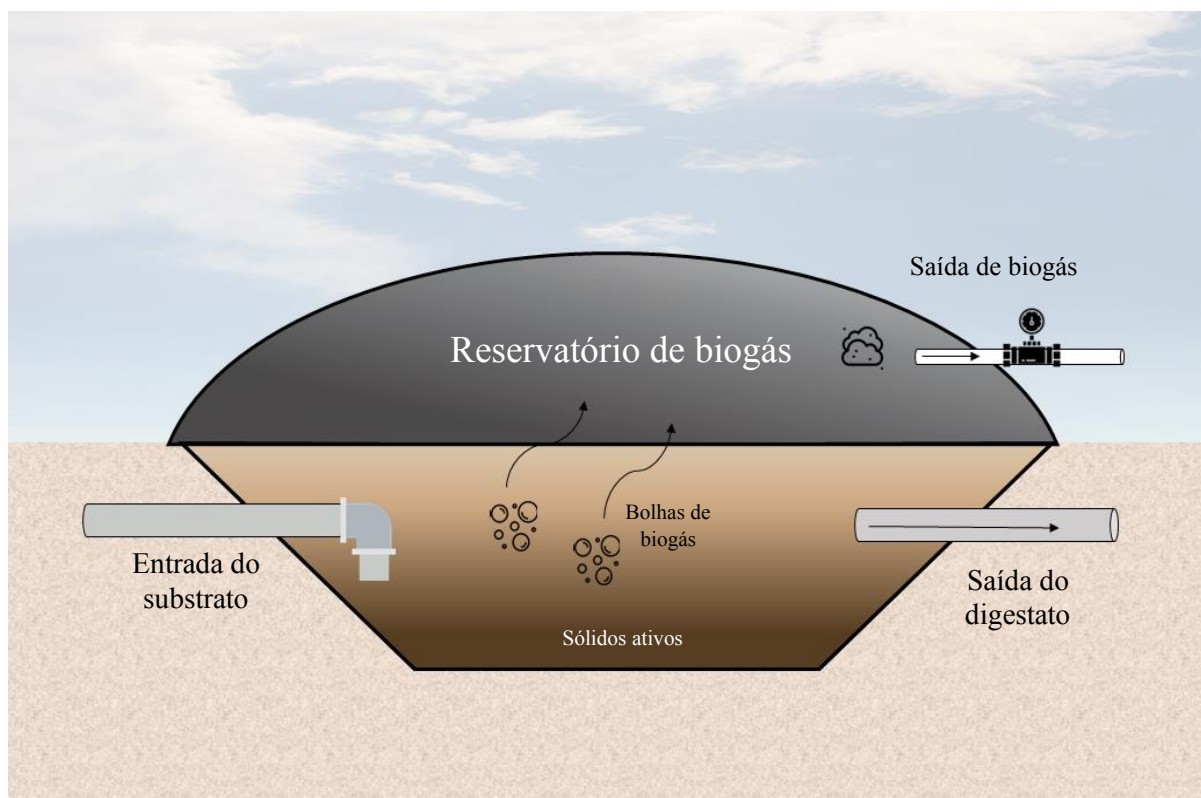
Em 1997, o Protocolo de Quioto representou um marco nos esforços internacionais para o enfrentamento das mudanças climáticas, com o estabelecimento de um compromisso legal de redução das emissões antrópicas de gases de efeito estufa (GEEs). No âmbito do protocolo, a criação do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) abriu portas para o surgimento de novas tecnologias e de expansão de fontes de energia que ainda não haviam sido desenvolvidas no país (OLIVEIRA; MIGUEZ; ANDRADE, 2018).

Foi assim que, ao longo da primeira etapa de compromisso do Protocolo de Quioto, mais de 2 mil suinoculturas implantaram reatores anaeróbios lineares cobertos por lonas de PVC para o tratamento de seus resíduos. Nesses dispositivos, o metano gerado era coletado, medido e queimado em *flares*. Com a disseminação do conhecimento acerca dos créditos de carbono e da possibilidade de geração de energia elétrica e térmica por meio do biogás, as condições socioeconômicas, sanitárias e ambientais no setor suinícola tiveram um grande avanço (ALVES; ANDRADE, 2018).

Neste sentido, o Biodigestor modelo Lagoa Coberta (BLC) possui destaque no meio rural, sendo por muitas vezes responsável pelo gerenciamento dos efluentes da produção animal. É um biodigestor de fácil construção e operação, e é classificado como um tratamento de baixo nível tecnológico (Figura 3.2) (KUNZ; STEINMETZ; AMARAL, 2019). O armazenamento do biogás em lonas de PVC é uma grande vantagem do sistema, visto que o CH<sub>4</sub> é responsável pela maior parte das emissões em lagoas descobertas (mais de 90% das emissões totais, em unidades equivalentes de CO<sub>2</sub>) (HERNANDEZ-PANIAGUA et al., 2014). Entretanto, assim como em lagoas anaeróbias, é necessário o descarte periódico de lodo, pois

há uma tendência de acúmulo de sólidos no fundo da estrutura por conta de seu regime hidráulico de fluxo em pistão (KUNZ; STEINMETZ; AMARAL, 2019).

Figura 3.2 – Biodigestor modelo Lagoa Coberta



Fonte: Adaptado de Freitas et al. (2019)

Os BLCs podem ser classificados como reatores de baixa carga orgânica, e usualmente operam com concentração de sólidos totais de até 3% ( $m\ v^{-1}$ ), associada a uma COV entre 0,3 e 0,5  $kg\ STV\ m^{-3}\ d^{-1}$  ou menores que 2  $kg\ DQO\ m^{-3}\ d^{-1}$  (KUNZ; STEINMETZ; AMARAL, 2019; BAJPAI, 2017). Por se tratar de um sistema anaeróbio, possui baixas eficiências de remoção de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, o que possibilita seu uso posterior para a fertirrigação (TÁPPARO et al., 2021).

A Tabela 3.2 apresenta um compilado de pesquisas com o uso de BLCs em escala plena no tratamento de águas residuárias.

Tabela 3.2 – Características de BLCs em escala plena

Tipo de efluente	Remoção de DQO (%)	Remoção de STV (%)	COV	TRH (d)	Referência
Água residuária de suinocultura	29,4	28,3	1,2 kg DQO m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup>	24,4	SOUSA et al. (2022)
Água residuária de suinocultura	66,7	77,6	0,34 – 0,76 kg STV m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup>	25	JAIMES-ESTÉVEZ et al., (2021)
Água residuária de bovinocultura	-	76,0	0,7 kg STV m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup>	35	CASTRO et al. (2017)
Água residuária de bovinocultura	61,0	40,0	0,40 kg DQO m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup>	32	DE MENDONÇA; OMETTO; OTENIO (2017)
Água residuária de suinocultura	-	70,5	0,35 kg STV m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup>	-	CÂNDIDO et al. (2022)
Efluente doméstico	53,0	71,0*	0,11 kg DBO m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup>	4	PAPADOPOULOS et al. (2003)
Água residuária de abatedouro	53,5	-	3,4 kg DQO m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup>	3	MCCABE et al. (2014)

Como mencionado, o BLC opera em fluxo em pistão, e assim, grande parte da matéria orgânica que entra no sistema é removida por meio da sedimentação e posterior degradação pela biomassa presente no lodo anaeróbio. No cenário atual, o uso de modelos computacionais como o CFD (*Computational Fluid Dynamics*) tem expandido a compreensão do padrão hidrodinâmico, do balanço de energia térmica e da reação bioquímica da qualidade da água deste tipo de solução (KARTERIS; PAPADOPOULOS; BALAFOUTAS, 2005).

Entretanto, a hidrodinâmica e as reações ao longo de reatores em escala plena ainda são pouco compreendidos experimentalmente, e podem depender de fatores como a temperatura do líquido, a localização da tubulação de entrada e saída, o fluxo de alimentação (contínuo/semi-contínuo) e a própria variação das concentrações da água residuária (KARTERIS; PAPADOPOULOS; BALAFOUTAS, 2005).

Além disso, uma dificuldade na operação de BLCs é sua suscetibilidade à perda de calor. As variações externas de temperatura podem afetar diretamente o desempenho do reator e a produção de biogás, e consequentemente, de metano (SOUSA et al., 2022; SCHMIDT et al., 2019). Portanto, há uma necessidade de pesquisas que invistam na compreensão do funcionamento destes reatores em escala plena, para que o sistema como um todo possa ser otimizado.

### 3.3.2. Balanço de massa de DQO em reatores anaeróbios

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) é considerada um dos parâmetros mais importantes para mensurar a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica em águas residuárias (PROBIOGAS, 2015a). Seu destaque em reatores anaeróbios se deve ao fato de não haver a degradação de DQO no sistema, apenas a sua transformação. Portanto, o balanço de massa com base na DQO tem sido usado como ferramenta de investigação do desempenho e rotas de conversão de matéria orgânica na digestão anaeróbia (VAN LIER; MAHMOUD; ZEEMAN, 2022).

A DQO afluyente no sistema de tratamento pode ser transformada em três principais frações: (i) convertida em metano no biogás, (ii) incorporada na nova biomassa bacteriana (lodo) e (iii) remanescente no efluente.

Em altas temperaturas, a maior fração do material biodegradável é convertida em metano. Por sua vez, a DQO do efluente representa basicamente a DQO afluyente não biodegradável e solúvel, que não pode ser removida no reator. Já a fração de DQO transformada em lodo é composta por biomassa bacteriana e DQO afluyente não biodegradável e particulado que é sedimentado no sistema. À medida que a temperatura diminui, uma fração crescente de DQO afluyente biodegradável não é convertida em metano, mas sim descarregada no efluente como material biodegradável solúvel ou no lodo como material biodegradável particulado (VAN HAANDEL et al., 2006).

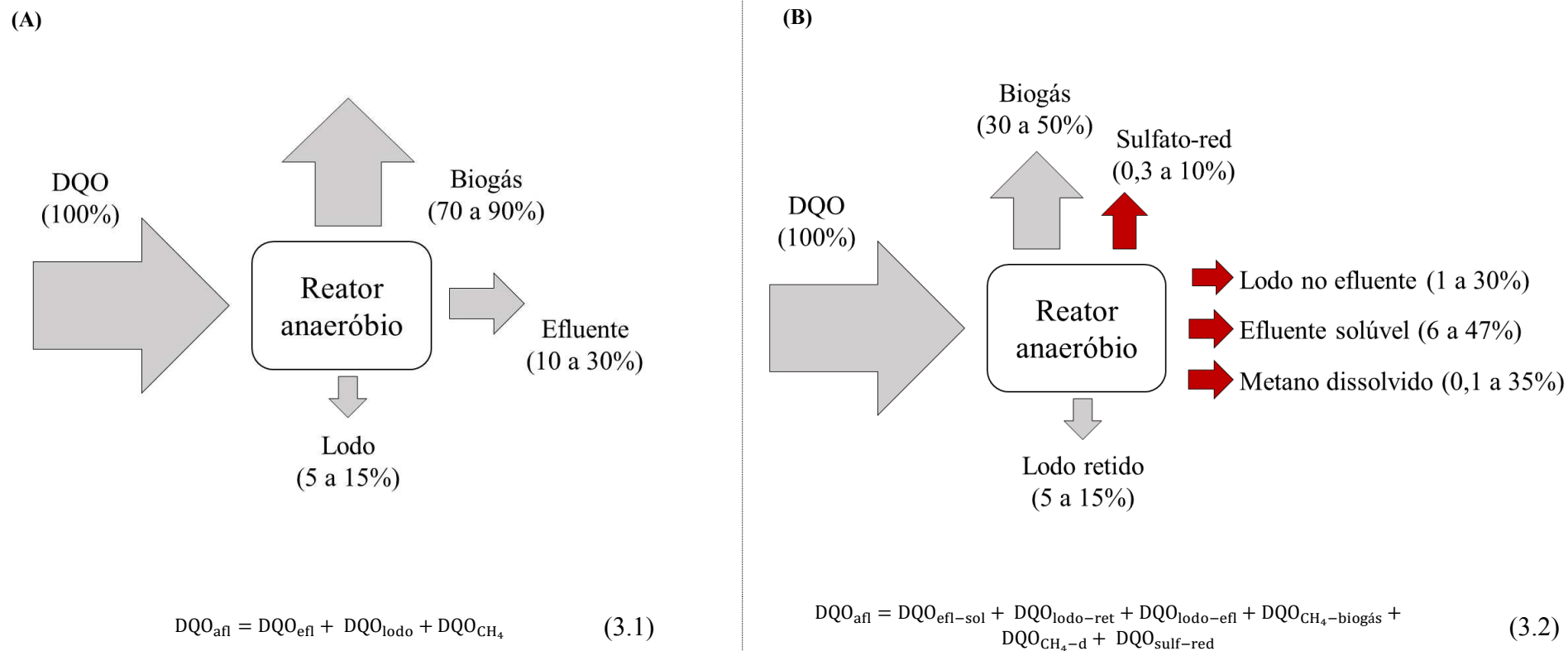
A grande maioria dos estudos de balanço de massa de DQO avaliam as 3 frações citadas anteriormente e aplicam a metodologia em reatores em escala de bancada ou piloto. De fato, as parcelas utilizadas no balanço de massa de DQO irão depender das características do substrato e da própria configuração do reator, mas principalmente das rotas consideradas pela investigação.

Pesquisas como a de Souza (2010) e Lobato (2011) ressaltam a importância de se considerar a parcela de DQO utilizada na redução de sulfato e a parcela resultante de perdas de metano dissolvido no efluente de esgotos domésticos. Apesar de sua baixa solubilidade, a presença de metano em sua forma dissolvida pode ser considerada um desperdício energético e um problema, visto seu impacto como gás de efeito estufa. Além disso, o grau de supersaturação do metano na forma líquida pode variar de 1 a 12 para diferentes tipos de reatores e, portanto, a perda de CH<sub>4</sub> no efluente pode ser mais agravante do que o calculado (STAZI; TOMEI, 2021).

A Figura 3.3 (A) apresenta um balanço de massa teórico de reatores anaeróbios, fornecido por Chernicharo (2007) e que pode ser representado simplificadaamente pela Equação

(3.1) (LOBATO, 2011). Já a Figura 3.3 (B) apresenta um esquema de balanço de massa com dados experimentais, e que pode ser representado pela Equação (3.2).

Figura 3.3 – Conversão de massa de DQO em sistemas anaeróbios: (A) Teórica; (B) Prática



Fonte: CHERNICHARO (2007); LOBATO (2011); SOUZA (2010); RAMOS (2021); CASTRO (2017); PAULA (2019)

Em que:

$DQO_{\text{afl}}$  = massa diária de DQO afluyente ( $\text{kg d}^{-1}$ );

$DQO_{\text{efl}}$  = massa diária de DQO efluente ( $\text{kg d}^{-1}$ );

$DQO_{\text{lodo}}$  = massa diária de DQO convertida em lodo ( $\text{kg d}^{-1}$ );

$DQO_{\text{CH}_4}$  = massa diária de DQO convertida em metano ( $\text{kg d}^{-1}$ );

$DQO_{\text{efl}}$  = massa diária de DQO efluente solúvel ( $\text{kg d}^{-1}$ );

$DQO_{\text{lodo-ret}}$  = massa diária de DQO convertida em lodo e retida no reator ( $\text{kg d}^{-1}$ );

$DQO_{\text{lodo-efl}}$  = massa diária de DQO convertida em lodo e perdida no efluente ( $\text{kg d}^{-1}$ );

$DQO_{\text{CH}_4\text{-biogás}}$  = massa diária de DQO convertida em metano no biogás ( $\text{kg d}^{-1}$ );

$DQO_{\text{CH}_4\text{-d}}$  = massa diária de DQO convertida em metano no efluente ( $\text{kg d}^{-1}$ );

$DQO_{\text{sulf-red}}$  = massa diária de DQO utilizada pelas bactérias redutoras de sulfato na redução de sulfato ( $\text{kg d}^{-1}$ );

Assim, para o tratamento de efluente doméstico, Souza (2010) encontrou que 16 – 18% da DQO afluyente era perdida na forma de metano dissolvido. Ramos (2021) também contabilizou as perdas de metano no efluente, e, de acordo com resultados obtidos pelo balanço de massa de DQO, as perdas foram de 9 – 14% da DQO afluyente. Por sua vez, Yeo et al. (2015) registraram que a fração de metano dissolvida no efluente de um AnMBR foi de 14 a 35% da DQO afluyente. Ainda, as perdas de metano (em termos de concentração) no efluente dos digestores de duas estações de tratamento de esgoto doméstico atingiram 45 a 48% do metano total produzido (GUPTA; GOEL, 2019).

O acúmulo de metano no efluente se torna mais significativo para águas residuárias de baixa carga e pode ser agravado em sistemas que adotam menores tempos de residência de sólidos (TRS) (YEO et al., 2015; YEO; LEE, 2013). Como exemplo, Tauber et al. (2019) empregaram um balanço de massa de DQO para um digestor anaeróbio de lodo, localizado em uma ETE de esgoto doméstico. As perdas de metano (na forma de metano dissolvido e vazamentos) contabilizaram apenas 0,4% do metano no biogás, sendo que, no balanço, o metano dissolvido correspondeu a 0,08% da DQO de entrada (TAUBER *et al*, 2019).

Na Tabela 3.3 são apresentadas pesquisas recentes que incorporaram o balanço de massa de DQO em sistemas anaeróbios.

Tabela 3.3 – Pesquisas com balanço de massa de DQO em digestores anaeróbios

Tipo de reator	Escala	Tipo de resíduo	DQO convertida em metano no biogás (%)	DQO convertida em metano no efluente (%)	DQO convertida em lodo (%)	DQO utilizada na sulfatorredução (%)	DQO efluente (%)	Referência
CSTR	Bancada	Água residuária de suinocultura	53 – 57	-	11 – 36	-	11 – 33 <sup>a</sup>	DUAN et al., 2019
AnMBR	Bancada	Glicose (Doméstico)	11 – 19	14 – 35	7,3 – 11	-	22 – 47 <sup>b</sup>	YEO et al., 2015
AnMBR	Bancada	Esgoto doméstico	57,1	20,3	5,86	4,64	13,2 <sup>b</sup>	DU et al., 2022
UASB	Piloto	Esgoto doméstico	24,6 – 29,7	16,7 – 17,7	20,5 – 29	4,7 – 5,1	14,5 – 24 <sup>b</sup>	SOUZA (2010)
UAHB	Bancada	Esgoto doméstico	23,0 – 30,7	9,0 – 14,1	5,9 – 8,0	0,3 – 1,1	6,4 – 7,9 <sup>b</sup>	RAMOS (2021)
UASB	Real	Esgoto doméstico	10,3	7,9	34,3	4,7	24,2 <sup>b</sup>	PAULA (2019)
UASB microaerado	Piloto	Esgoto doméstico	22,9 – 36,3	22,0 – 33,7	21,5 – 30,8	6,2 – 11,4	12,0 – 20,2 <sup>b</sup>	CASTRO (2017)
UASB	Bancada	Água residuária de suinocultura	25 – 44	-	43	-	8 – 25 <sup>a</sup>	OLIVEIRA; FORESTI, 2004
Digestor	Real	Lodo anaeróbio	53	0,08	-	-	34 <sup>a</sup>	TAUBER et al. (2019)

<sup>a</sup> Efluente total; <sup>b</sup> efluente solúvel

Para reatores que operam em fluxo em pistão, uma parcela que também merece atenção é a DQO convertida em lodo anaeróbio e mantida no reator. De acordo com Chernicharo (2007), uma das vantagens de sistemas anaeróbios é a geração reduzida de lodo, em comparação com sistemas aeróbios. Entretanto, devido à ausência de mecanismos de mistura e aquecimento, a retenção de sólidos em BLCs pode afetar o fluxo do líquido e comprometer a vida útil do reator (ALVARADO et al., 2012).

Na literatura, ainda existe uma lacuna no que se refere estudos de balanço de massa de DQO em Biodigestores modelo Lagoa Coberta no tratamento de ARS, especialmente em relação à existência de perdas de metano no efluente. Considerando as vantagens e desvantagens deste reator, o balanço possibilita uma investigação mais acurada do destino da matéria orgânica no sistema e permite que decisões embasadas possam ser tomadas.

### 3.3.3. Otimização na produção de biogás

O Brasil é líder mundial no uso de energias renováveis, sendo um dos primeiros países a utilizar a biomassa como combustível (LI et al., 2022). Dentre as possibilidades do mercado de energias renováveis, a cadeia do biogás tem gerado bastante interesse mundial e o país vem adotando incentivos por meio da criação de programas nacionais e internacionais, como RenovaBio, Probiogás, CIBiogás e ABiogás (FREITAS et al., 2019). Atualmente, Minas Gerais conta com 251 plantas em operação, o que representa 33% do total nacional (CIBIOGÁS, 2022).

O biogás é composto principalmente por metano ( $\text{CH}_4$ ) e dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) e, em menores quantidades, aparecem o gás sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ), a umidade ( $\text{H}_2\text{O}$ ) e outros gases como, por exemplo, o nitrogênio ( $\text{N}_2$ ). Para o uso energético (energia elétrica, térmica e veicular), o fator decisivo é o gás metano ( $\text{CH}_4$ ), que varia entre 50 e 72% do total, dependendo dos substratos e das condições de degradação (PROBIOGAS, 2015b).

A partir de investimentos no setor e da consolidação de legislações e incentivos fiscais no mercado, pesquisadores têm buscado formas de otimizar o processo anaeróbio, resultando numa maior produção de biogás e maiores concentrações de metano. Dos parâmetros que influenciam o processo, a temperatura e o grau de mistura podem ser destacados.

Em reatores anaeróbios, a mistura envolve a interação entre o ambiente físico e o processo biológico e é definida como a entrada suficiente de energia para mobilizar o conteúdo do reator sem produzir regiões significativas de força de cisalhamento inibitória que podem quebrar a morfologia bacteriana/arqueal (SINGH; SZAMOSI; SIMÉNFAI, 2020). Os principais objetivos dos mecanismos de mistura são: (i) proporcionar uma utilização eficiente

de todo o volume do reator; (ii) evitar o acúmulo de sólidos em sua base; (iii) manter um maior contato entre os microrganismos, enzimas e seu substrato; (iv) liberar o biogás aprisionado no resíduo; e (v) evitar a formação de espuma e camadas flutuantes (SINGH; SZAMOSI; SIMÉNFALVI, 2020; KARIYAMA; ZHAI; WU, 2018; WU, 2012).

A mistura pode ser empregada por meio da recirculação do substrato/líquido, da recirculação de gás ou por impulsores/agitadores (mistura mecânica) (KARIYAMA; ZHAI; WU, 2018). Geralmente, a mistura mecânica é preferida em relação aos outros modos de mistura devido ao menor consumo de energia e ao tempo de mistura, porém a literatura ainda não apresenta um consenso de qual seria a melhor prática, todas possuindo suas vantagens e desvantagens (SINGH; SZAMOSI; SIMÉNFALVI, 2020).

Em relação ao tempo de mistura, a literatura reforça as vantagens de uma mistura intermitente e de baixa intensidade, em comparação com a mistura contínua, principalmente com o intuito de evitar a instabilidade da digestão pela elevada produção de ácidos graxos voláteis, impacto negativo na comunidade microbiana e gastos excessivos de energia. Em casos de baixa concentração de ST e baixas COVs, condições usuais em BLCs, a mistura contínua e a mistura de alta intensidade é vista como desperdício de energia, sendo ainda prejudicial à digestão anaeróbia (KARIYAMA; ZHAI; WU, 2018).

Em reatores com ausência de mistura ou mistura passiva, espera-se que a transferência de biogás da fase líquida para a fase gasosa seja menor, com a permanência de metano dissolvido na fase líquida, dada a presença de fenômenos de aprisionamento e acúmulo (STAZI. TOMEI, 2021). Apesar do BLC não possuir mecanismo de mistura, o emprego deste pode resultar em ganhos de uma maior interação entre a comunidade microbiana presente no lodo anaeróbio e os compostos existentes na ARS, o que, conseqüentemente, aumentaria o rendimento do biogás e metano (SINGH; SZAMOSI; SIMÉNFALVI, 2020).

### 3.4. Referências bibliográficas

ABCS – Associação Brasileira de Criadores de Suínos. **Mapeamento da suinocultura brasileira**. Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas; Associação Brasileira dos Criadores de Suínos. Brasília, DF, 2016. 376 p.

ABCS – Associação Brasileira de Criadores de Suínos. **Produção de suínos: teoria e prática**. Coordenação Técnica da Integral Soluções em Produção Animal. Brasília, DF, 2014. 908 p.

ABPA – Associação Brasileira de Proteína Animal. **Relatório Anual - 2022**. São Paulo/SP, 2022.

AGUSTIN, D. M. S.; LEDESMA, M. T. O.; RAMÍREZ, I. M.; NOGUEZ, I. Y.; PABELLO, V. M. L.; VELASQUEZ-ORTA, S. B. A non-sterile heterotrophic microalgal process for dual

biomass production and carbon removal from swine wastewater. **Renewable Energy**, v. 181, p. 592–603, 2022.

ALVES, J. W. S.; ANDRADE, A. M. de. Aprimoramento da gestão de resíduos a partir do MDL: Governança, novas tecnologias e melhores práticas no setor. *In*: FRANGETTO, F. W.; VEIGA, A. P. B.; LUEDEMANN, G. (org.). **Legado do MDL: Impactos e lições aprendidas a partir da implementação do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo no Brasil**. Brasília - DF: IPEA, 2018. p. 109–130.

AWASTHI, M. K. et al. A critical review of organic manure biorefinery models toward sustainable circular bioeconomy: Technological challenges, advancements, innovations, and future perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 111, p. 115–131, 2019.

BAJPAI, P. **Anaerobic Technology in Pulp and Paper Industry**. 1. ed. Springer Singapore, 2017. *E-book*.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Plano Setorial para Adaptação à Mudança do Clima e Baixa Emissão de Carbono na Agropecuária 2020-2030: Plano Operacional**. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Inovação, Desenvolvimento Rural e Irrigação. – Brasília: Mapa/DEPROS, 2021. 133p.

BOHRER, R. E. G.; CARISSIMI, E.; LOPEZ, D. A. R.; WOLFF, D. B.; DA SILVA, D. M.; PRESTES, O. D. Compostagem de efluente suíno no tratamento de resíduos de fármacos veterinários. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 40, n. 6, p. 2813–2830, 2019.

CÂNDIDO, D.; BOLSAN, A. C.; HOLLAS, C. E.; VENTURIN, B.; TÁPPARO, D. C.; BONASSA, G.; ANTES, F. G.; STEINMETZ, R. L. R.; BORTOLI, M.; KUNZ, A. Integration of swine manure anaerobic digestion and digestate nutrients removal/recovery under a circular economy concept. **Journal of Environmental Management**, v. 301, n. 113825, 2022.

CASTRO, L.; ESCALANTE, H.; JAIMES-ESTÉVEZ, J.; DÍAZ, L. J.; VECINO, K.; ROJAS, G.; MANTILLA, L. Low cost digester monitoring under realistic conditions: Rural use of biogas and digestate quality. **Bioresource Technology**, v. 239, p. 311–317, 2017.

CASTRO, I. M. P. **Avaliação da microaeração em reator UASB piloto para remoção de sulfeto de hidrogênio produzido no tratamento de esgoto doméstico**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), 2017. 96 f.

CENTRO DE ESTUDOS AVANÇADOS EM ECONOMIA APLICADA (CEPEA) E CONFEDERAÇÃO NACIONAL DA AGRICULTURA E PECUÁRIA (CNA). **PIB do agronegócio brasileiro de 1996 a 2021**. 2022. Disponível em: < <https://www.cepea.esalq.usp.br/br/pib-do-agronegocio-brasileiro.aspx> >.

CHEN, Y.; CHENG, J. J.; CREAMER, K. S. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 10, p. 4044–4064, 2008.

CHENG, D.; NGO, H. H.; GUO, W.; CHANG, S. W.; NGUYEN, D. D.; LIU, Y.; WEI, Q.; WEI, D. A critical review on antibiotics and hormones in swine wastewater: Water pollution problems and control approaches. **Journal of Hazardous Materials**, v. 387, p. 121682, 2020 a.

CHENG, H. H.; NARINDRI, B.; CHU, H.; WHANG, L. M. Recent advancement on biological technologies and strategies for resource recovery from swine wastewater. **Bioresource Technology**, v. 303, p. 122861, 2020 b.

CHERNICHARO, C. A. L. **Anaerobic Reactors**. 1. ed. London: IWA Publishing, 2007.

CIBIOGÁS – Centro Internacional de Energias Renováveis - Biogás. **Panorama do Biogás no Brasil 2021**. CIBiogás (Brasil) Relatório Técnico nº 001/2022 – Foz do Iguaçu, CIBiogás, 2022. 20p.

CRONE, B. C.; GARLAND, J. L.; SORIAL, G. A.; VANE, L. M. Significance of dissolved methane in effluents of anaerobically treated low strength wastewater and potential for recovery as an energy product: A review. **Water Research**, v. 104, p. 520–531, 2016.

DE MENDONÇA, H. V.; OMETTO, J. P. H. B.; OTENIO, M. H. Production of Energy and Biofertilizer from Cattle Wastewater in Farms with Intensive Cattle Breeding. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 228, n. 72, p. 1–14, 2017.

DENNEHY, C.; LAWLOR, P. G.; JIANG, Y.; GARDINER, G. E.; XIE, S.; NGHIEM, L. D.; ZHAN, X. Greenhouse gas emissions from different pig manure management techniques: a critical analysis. **Frontiers of Environmental Science and Engineering**, v. 11, n. 3, p. 1–16, 2017.

DU, R.; HU, Y.; NITTA, S.; JI, J.; LI, Y. Y. Material mass balance and elemental flow analysis in a submerged anaerobic membrane bioreactor for municipal wastewater treatment towards low-carbon operation and resource recovery. **Science of the Total Environment**, v. 852, p. 158586, 2022.

DUAN, N.; ZHANG, D.; LIN, C.; ZHANG, Y.; ZHAO, L.; LIU, H.; LIU, Z. Effect of organic loading rate on anaerobic digestion of pig manure: Methane production, mass flow, reactor scale and heating scenarios. **Journal of Environmental Management**, v. 231, p. 646–652, 2019.

FREITAS, F. F.; DE SOUZA, S. S.; FERREIRA, L. R. A.; OTTO, R. B.; ALESSIO, F. J.; DE SOUZA, S. N. M.; VENTURINI, O. J.; ANDO JUNIOR, O. H. The Brazilian market of distributed biogas generation: Overview, technological development and case study. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 101, p. 146–157, 2019.

GERBER, P. J.; STEINFELD, H.; HENDERSON, B.; MOTTET, A.; OPIO, C.; DIJKMAN, J.; FALCUCCI, A.; TEMPIO, G. **Tackling climate change through livestock: a global assessment of emissions and mitigation opportunities**. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2013.

GIRALDI-DÍAZ, M. R.; CASTILLO-GONZÁLEZ, E.; DE MEDINA-SALAS, L.; VELÁSQUEZ-DE LA CRUZ, R.; HUERTA-SILVA, H. D. Environmental impacts associated with intensive production in pig farms in Mexico through life cycle assessment. **Sustainability (Switzerland)**, v. 13, n. 20, 2021.

GOMES, F. B. R.; FERNANDES, P. A. A.; BOTTREL, S. E. C.; BRANDT, E. M. F.; DE OLIVEIRA PEREIRA, R. Fate, occurrence, and removal of estrogens in livestock wastewaters. **Water Science and Technology**, v. 86, n. 4, p. 814–833, 2022.

- GROSSI, G.; GOGLIO, P.; VITALI, A.; WILLIAMS, A. G. Livestock and climate change: impact of livestock on climate and mitigation strategies. **Animal Frontiers**, v. 9, n. 1, p. 69–76, 2019.
- GUPTA, V.; GOEL, R. Managing dissolved methane gas in anaerobic effluents using microbial resource management-based strategies. **Bioresource Technology**, v. 289, p. 121601, 2019.
- HAN, Y.; YANG, L.; CHEN, X.; CAI, Y.; ZHANG, X.; QIAN, M.; CHEN, X.; ZHAO, H.; SHENG, M.; CAO, G.; SHEN, G. Removal of veterinary antibiotics from swine wastewater using anaerobic and aerobic biodegradation. **Science of The Total Environment**, v. 709, p. 136094, 2020.
- HERNANDEZ-PANIAGUA, I. Y.; RAMIREZ-VARGAS, R.; RAMOS-GOMEZ, M. S.; DENDOOVEN, L.; AVELAR-GONZALEZ, F. J.; THALASSO, F. Greenhouse gas emissions from stabilization ponds in subtropical climate. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 35, n. 6, p. 727–734, 2014.
- HIGARASHI, M. M.; CORRÊA, J. C.; KUNZ, A.; NICOLOSO, R. da S.; OLIVEIRA, P. A. V. de; CASSOL, P. C.; AITA, C.; SILVA, M. L. B. da; MEZZARI, M. P. Emission of greenhouse gases (GHG) in technological arrangements for the production and use of biogas. *In*: SOTTA, E. D.; SAMPAIO, F. G.; COSTA, M. de S. N. (org.). **Compilation of Greenhouse Gas Emission and Removal Factors in Brazilian Livestock**. Brasília: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), 2021. p. 164.
- KARIYAMA, I. D.; ZHAI, X.; WU, B. Influence of mixing on anaerobic digestion efficiency in stirred tank digesters: A review. **Water Research**, v. 143, p. 503–517, 2018.
- KARTERIS, A.; PAPADOPOULOS, A.; BALAFOUTAS, G. Modeling the temperature pattern of a covered anaerobic pond with computational fluid dynamics. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 162, p. 107–125, 2005.
- KHOSHNEVISAN, B. et al. A critical review on livestock manure biorefinery technologies: Sustainability, challenges, and future perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 135, p. 110033, 2021.
- KINYUA, M. N.; CUNNINGHAM, J.; ERGAS, S. J. Effect of solids retention time on the bioavailability of organic carbon in anaerobically digested swine waste. **Bioresource Technology**, v. 162, p. 14–20, 2014.
- KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. do. **Fundamentos da Digestão Anaeróbia, Purificação do Biogás, Uso e Tratamento do Digestato**. 1ª ed. Concórdia - SC: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 209 p., 2019.
- LASSALETTA, L.; ESTELLÉS, F.; BEUSEN, A. H. W.; BOUWMAN, L.; CALVET, S.; VAN GRINSVEN, H. J. M.; DOELMAN, J. C.; STEHFEST, E.; UWIZEYE, A.; WESTHOEK, H. Future global pig production systems according to the Shared Socioeconomic Pathways. **Science of The Total Environment**, v. 665, p. 739–751, 2019.
- LEE, Y. S.; HAN, G. B. Complete reduction of highly concentrated contaminants in piggery waste by a novel process scheme with an algal-bacterial symbiotic photobioreactor. **Journal of Environmental Management**, v. 177, p. 202–212, 2016.

LI, L.; LIN, J.; WU, N.; XIE, S.; MENG, C.; ZHENG, Y.; WANG, X.; ZHAO, Y. Review and outlook on the international renewable energy development. **Energy and Built Environment**, v. 3, n. 2, p. 139–157, 2022.

LI, Y.; CHEN, Y.; WU, J. Enhancement of methane production in anaerobic digestion process: A review. **Applied Energy**, v. 240, p. 120–137, 2019.

LIMA, T.; DOMINGUES, S.; SILVA, G. J. Da. Manure as a Potential Hotspot for Antibiotic Resistance Dissemination by Horizontal Gene Transfer Events. **Veterinary Sciences**, v. 7, n. 110, p. 1–21, 2020.

LIU, W. R.; ZENG, D.; SHE, L.; SU, W. X.; HE, D. C.; WU, G. Y.; MA, X. R.; JIANG, S.; JIANG, C. H.; YING, G. G. Comparisons of pollution characteristics, emission situations, and mass loads for heavy metals in the manures of different livestock and poultry in China. **Science of The Total Environment**, v. 734, p. 139023, 2020.

LOBATO, L. C. S. **Aproveitamento energético de biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico**. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011. 187 f.

LOBATO, L. C. S.; CHERNICHARO, C. A. L.; SOUZA, C. L. Estimates of methane loss and energy recovery potential in anaerobic reactors treating domestic wastewater. **Water Science and Technology**, v. 66, n. 12, p. 2745–2753, 2012.

LÓPEZ-PACHECO, I. Y.; SILVA-NÚÑEZ, A.; GARCÍA-PÉREZ, J. S.; CARRILLO-NIEVES, D.; SALINAS-SALAZAR, C.; CASTILLO-ZACARÍAS, C.; AFEWERKI, S.; BARCELÓ, D.; IQBAL, H. N. M.; PARRA-SALDÍVAR, R. Phyco-remediation of swine wastewater as a sustainable model based on circular economy. **Journal of Environmental Management**, v. 278, p. 111534, 2021.

MATOS, A. T. MATOS, M. P. **Disposição de águas residuárias no solo e em sistemas alagados construídos**. Ed. UFV, 2017. 371p.

MCCABE, B. K.; HAMA WAND, I.; HARRIS, P.; BAILLIE, C.; YUSAF, T. A case study for biogas generation from covered anaerobic ponds treating abattoir wastewater: Investigation of pond performance and potential biogas production. **Applied Energy**, v. 114, p. 798–808, 2014.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 5th. ed. New York, NY.: McGraw-Hill Education, 2014.

MOLINUEVO-SALCES, B.; MAHDY, A.; BALLESTEROS, M.; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, C. From piggery wastewater nutrients to biogas: Microalgae biomass revalorization through anaerobic digestion. **Renewable Energy**, v. 96, p. 1103–1110, 2016.

NASIR, I. M.; MOHD GHAZI, T. I.; OMAR, R. Anaerobic digestion technology in livestock manure treatment for biogas production: A review. **Engineering in Life Sciences**, v. 12, n. 3, p. 258–269, 2012.

NDEGWA, P. M.; HAMILTON, D. W.; LALMAN, J. A.; CUMBA, H. J. Effects of cycle-frequency and temperature on the performance of anaerobic sequencing batch reactors (ASBRs) treating swine waste. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 6, p. 1972–1980, 2008.

OECD/FAO. **OECD-FAO Agricultural Outlook 2022-2031**. OECD Publishing, Paris, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1787/f1b0b29c-en>

OLIVEIRA, A. S. de; MIGUEZ, J. D. G.; ANDRADE, T. C. M. de A. A Convenção sobre Mudança do Clima e o seu Protocolo de Quioto como Indutores de Ação. *In*: FRANGETTO, F. W.; VEIGA, A. P. B.; LUEDEMANN, G. (org.). **Legado do MDL: Impactos e lições aprendidas a partir da implementação do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo no Brasil**. Brasília - DF: IPEA, 2018. p. 21–42. *E-book*.

OLIVEIRA, R. A. de; FORESTI, E. Balanço de massa de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) tratando águas residuárias de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, v. 24, n. 3, p. 807–820, 2004.

PAPADOPOULOS, A.; PARISOPOULOS, G.; PAPADOPOULOS, F.; KARTERIS, A. Sludge accumulation pattern in an anaerobic pond under Mediterranean climatic conditions. **Water Research**, v. 37, n. 3, p. 634–644, 2003.

PAULA, A. C. de. **Avaliação integrada do desempenho de reatores anaeróbios do tipo UASB tratando esgoto doméstico em escala real**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental. 2019. 221f.

PAZMIÑO, M. L.; RAMIREZ, A. D. Life Cycle Assessment as a Methodological Framework for the Evaluation of the Environmental Sustainability of Pig and Pork Production in Ecuador. **Sustainability**, v. 13, n. 21, p. 11693, 2021.

PENG, S.; FENG, Y.; WANG, Y.; GUO, X.; CHU, H.; LIN, X. Prevalence of antibiotic resistance genes in soils after continually applied with different manure for 30 years. **Journal of Hazardous Materials**, v. 340, p. 16–25, 2017.

PROBIOGÁS. **Guia técnico de aproveitamento energético de biogás em estações de tratamento de esgoto**. 1. ed. Brasília - DF: Ministério das Cidades, 2015 a.

PROBIOGÁS. **Tecnologias de digestão anaeróbia com relevância para o Brasil - Substratos, digestores e uso de biogás**. Brasília - DF: Ministério das Cidades, 2015 b. *E-book*. Disponível em: <https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSNSA/probiogas/probiogas-tecnologias-biogas.pdf>

PU, Y.; TANG, J.; ZENG, T.; HU, Y.; YANG, J.; WANG, X.; HUANG, J.; ABOMOHRRA, A. Pollutant Removal and Energy Recovery from Swine Wastewater Using Anaerobic Membrane Bioreactor: A Comparative Study with Up-Flow Anaerobic Sludge Blanket. **Water**, v. 14, n. 15, p. 2438, 2022.

RAMOS, J. G. V. da S. **Produção de metano em reator anaeróbio híbrido tratando esgoto sanitário submetido a diferentes temperaturas**. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), 2021. 95f.

RZEŹNIK, W.; MIELCAREK-BOCHEŃSKA, P. Odour Emissions from Livestock Buildings. **Atmosphere**, v. 13, n. 2, p. 254, 2022.

SCHMIDT, T.; HARRIS, P.; LEE, S.; MCCABE, B. K. Journal of Environmental Chemical Engineering Investigating the impact of seasonal temperature variation on biogas production

from covered anaerobic lagoons treating slaughterhouse wastewater using lab scale studies. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 7, n. 3, p. 103077, 2019.

SINGH, B.; SZAMOSI, Z.; SIMÉNFALVI, Z. Impact of mixing intensity and duration on biogas production in an anaerobic digester: a review. **Critical Reviews in Biotechnology**, v. 40, n. 4, p. 508–521, 2020.

SORATHIYA, L. M.; FULSOUNDAR, A. B.; TYAGI, K. K.; PATEL, M. D.; SINGH, R. R. Eco-friendly and modern methods of livestock waste recycling for enhancing farm profitability. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, v. 3, n. 1, p. 1–7, 2014.

SOUSA, I. de P.; ROSA, A. P.; LOPES, J. O.; MAGOS, B. dos R.; CECON, P. R.; PEREZ, R.; BORGES, A. C. Study of internal and external temperatures and their influence on covered lagoon digester performance. **Biomass and Bioenergy**, v. 159, p. 106380, 2022.

SOUZA, C. L.; **Estudo das rotas de formação, transporte e consumo dos gases metano e sulfeto de hidrogênio resultantes do tratamento de esgoto doméstico em reatores UASB**. Tese (Doutorado) - em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010. 127f.

STAZI, V.; TOMEI, M. C. Dissolved methane in anaerobic effluents: A review on sustainable strategies for optimization of energy recovery or internal process reuse. **Journal of Cleaner Production**, v. 317, p. 128359, 2021.

TANG, J.; PU, Y.; ZENG, T.; HU, Y.; HUANG, J.; PAN, S.; WANG, X. C.; LI, Y.; ABOMOHRRA, A. E. F. Enhanced methane production coupled with livestock wastewater treatment using anaerobic membrane bioreactor: Performance and membrane filtration properties. **Bioresource Technology**, v. 345, p. 126470, 2022.

TÁPPARO, D. C.; CÂNDIDO, D.; STEINMETZ, R. L. R.; ETZKORN, C.; DO AMARAL, A. C.; ANTES, F. G.; KUNZ, A. Swine manure biogas production improvement using pre-treatment strategies: Lab-scale studies and full-scale application. **Bioresource Technology Reports**, v. 15, p. 100716, 2021.

TAUBER, J.; PARRAVICINI, V.; SVARDAL, K.; KRAMPE, J. Quantifying methane emissions from anaerobic digesters. **Water Science and Technology**, v. 80, n. 9, p. 1654–1661, 2019.

TAVARES, J. M. R. **Consumo de água e produção de dejetos na suinocultura**. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. 2012. 230p.

USDA. **Livestock and Poultry: World Markets and Trade**. Foreign Agricultural Service; United States Department of Agriculture: Washington, DC, USA, 2022. Disponível em: [https://downloads.usda.library.cornell.edu/usda-esmis/files/73666448x/f1882v52q/765389829/livestock\\_poultry.pdf](https://downloads.usda.library.cornell.edu/usda-esmis/files/73666448x/f1882v52q/765389829/livestock_poultry.pdf).

USDA. **Livestock and Poultry: World Markets and Trade**. Foreign Agricultural Service; United States Department of Agriculture: Washington, DC, USA, 2023. Disponível em: [https://downloads.usda.library.cornell.edu/usda-esmis/files/73666448x/5d86qb08j/9p291n89n/livestock\\_poultry.pdf](https://downloads.usda.library.cornell.edu/usda-esmis/files/73666448x/5d86qb08j/9p291n89n/livestock_poultry.pdf).

VAN HAANDEL, A.; KATO, M. T.; CAVALCANTI, P. F. F.; FLORENCIO, L. Anaerobic reactor design concepts for the treatment of domestic wastewater. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 5, n. 1, p. 21–38, 2006.

VAN LIER, J. B.; MAHMOUD, N.; ZEEMAN, G. Tratamento anaeróbio de águas residuárias. In: MIKI, M. K.; CHEN, G.-H.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; EKAMA, G. A.; BRDJANOVIC, D. (org.). **Tratamento Biológico de Esgoto - Princípios, Modelagem e Projeto**. 2. ed. London: IWA Publishing, 2022. p. 811–876.

VANOTTI, M. B.; DUBE, P. J.; SZOGI, A. A.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M. C. Recovery of ammonia and phosphate minerals from swine wastewater using gas-permeable membranes. **Water Research**, v. 112, p. 137–146, 2017.

VARMA, V. S.; PARAJULI, R.; SCOTT, E.; CANTER, T.; LIM, T. T.; POPP, J.; THOMA, G. Dairy and swine manure management – Challenges and perspectives for sustainable treatment technology. **Science of The Total Environment**, v. 778, p. 146319, 2021.

WU, B. Integration of mixing, heat transfer, and biochemical reaction kinetics in anaerobic methane fermentation. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 109, n. 11, p. 2864–2874, 2012.

YANG, D.; DENG, L.; ZHENG, D.; WANG, L.; LIU, Y. Separation of swine wastewater into different concentration fractions and its contribution to combined anaerobic–aerobic process. **Journal of Environmental Management**, v. 168, p. 87–93, 2016.

YEO, H.; AN, J.; REID, R.; RITTMANN, B. E.; LEE, H. S. Contribution of Liquid/Gas Mass-Transfer Limitations to Dissolved Methane Oversaturation in Anaerobic Treatment of Dilute Wastewater. **Environmental Science and Technology**, v. 49, n. 17, p. 10366–10372, 2015.

YEO, H.; LEE, H. S. The effect of solids retention time on dissolved methane concentration in anaerobic membrane bioreactors. **Environmental Technology**, v. 34, n. 13–14, p. 2105–2112, 2013.

ZIELIŃSKI, M.; KAZIMIEROWICZ, J.; DEBOWSKI, M. Advantages and Limitations of Anaerobic Wastewater Treatment - Technological Basics, Development Directions, and Technological Innovations. **Energies**, v. 16, n. 1, p. 83, 2023.

ZUBAIR, M. et al. Biological nutrient removal and recovery from solid and liquid livestock manure: Recent advance and perspective. **Bioresource Technology**, v. 301, n. 122823, 2020.

## **4. ROTAS DE CONVERSÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM UM BIODIGESTOR LAGOA COBERTA (BLC) EM ESCALA PLENA NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA**

### **4.1. Introdução**

A produção de carne suína ocupa espaço considerável no mercado global de alimentos. Mesmo com a pandemia de COVID-19, o Brasil manteve o crescimento deste setor, ocupando o 4º lugar no ranking mundial de produção, atrás apenas da China, Estados Unidos e União Europeia (USDA, 2022). Todavia, a cadeia suinícola apresenta impactos ambientais que precisam ser controlados e mitigados, com destaque para a produção de resíduos sólidos e líquidos.

Assim, a digestão anaeróbia é considerada uma alternativa vantajosa para o tratamento dos dejetos suínos pelo fato de sistemas anaeróbios serem capazes de tratar altas cargas orgânicas com elevada eficiência e baixo nível tecnológico (CHERNICHARO, 2007). Este processo permite a degradação da matéria orgânica do resíduo por uma comunidade microbiana complexa, em um ambiente sem a presença de oxigênio, tendo como resultado a produção de biogás (basicamente, CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>) e de digestato (LOURINHO; RODRIGUES; BRITO, 2020; ZUBAIR et al. 2020).

Dentre os sistemas anaeróbios, os Biodigestores modelo Lagoa Coberta (BLC) são populares em áreas rurais brasileiras devido a sua simplicidade operacional e baixos custos de implantação, sendo recomendados no tratamento da fração líquida da água residuária de suinocultura (ARS) (CÂNDIDO et al., 2022; SOUSA et al., 2022; TÁPPARO et al., 2021; NASCIMENTO et al., 2021). Entretanto, o BLC é um reator que opera em fluxo disperso e é altamente influenciado pelas condições climáticas da região (SOUSA et al., 2022).

Apesar de ser uma das configurações mais empregada no Brasil para o tratamento de ARS (KULKARNI et al., 2021), ainda é limitado o estudo das rotas de conversão de matéria orgânica em biodigestores de escala plena, atendo-se somente ao monitoramento global do sistema (entrada e saída) (SOUSA et al., 2022) e em poucos casos, da produção de biogás (CÂNDIDO et al., 2022). Aponta-se uma lacuna relacionada a estudos que considerem parcelas como o lodo acumulado nos BLCs, assim como o metano que é perdido na forma dissolvida no efluente. Estudos com esta proposta foram conduzidos por Souza et al. (2012) e Lobato et al. (2012) para esgoto doméstico em reatores UASB, e indicaram que as perdas de metano em sua forma dissolvida no efluente podem chegar à 16-18% da DQO total que entra no sistema.

Como consequência, a falta de informação sobre o balanço de matéria orgânica no sistema pode ocasionar (i) redução do potencial energético do sistema, (ii) piora na qualidade

do digestato; (iii) geração excessiva de lodo; assim como (iv) emissão de gases de efeito estufa ( $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$ ). Dessa forma, há a necessidade de estudos mais detalhados da rota de conversão de matéria orgânica em BLCs, principalmente em escala real.

Nesse sentido, o balanço de massa em termos de DQO, em sistemas anaeróbios, possibilita a compreensão das rotas de conversão do carbono, da mesma forma como dos mecanismos envolvidos na produção e separação dos gases que constituem o biogás, o que é imprescindível para mitigar as perdas gasosas e buscar alternativas para a recuperação energética do metano. Além disso, o balanço traz informações sobre a produção e a qualidade do biogás, assim como do acúmulo do lodo anaeróbio produzido.

O objetivo do trabalho foi investigar a rota de conversão da matéria orgânica por meio de balanço de massa de DQO em Biodigestor Lagoa Coberta (BLC) escala plena tratando águas residuárias de suinocultura (ARS).

## 4.2. Material e métodos

### 4.2.1. Área de Estudo

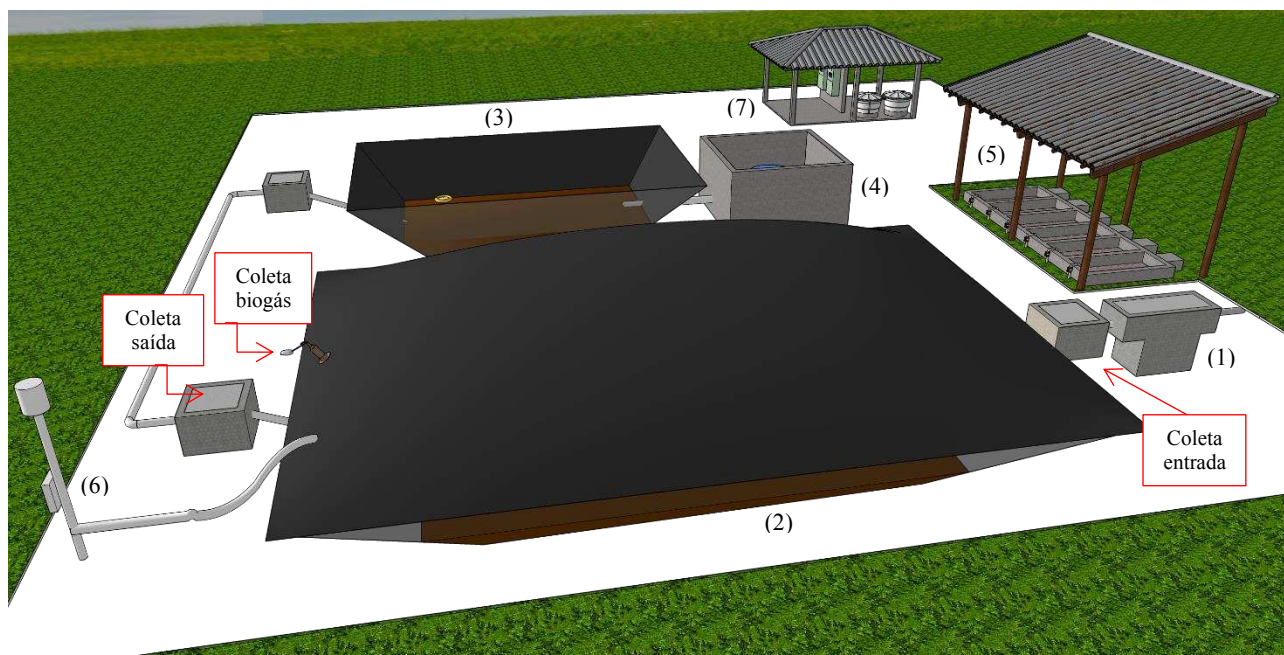
A pesquisa foi conduzida na Unidade de Ensino, Pesquisa e Extensão (UEPE) em Suinocultura, localizada na Universidade Federal de Viçosa (UFV), situada na cidade de Viçosa, MG ( $20^\circ 46' 18'' \text{ S}$ ,  $42^\circ 51' 39'' \text{ O}$ ). O município possui clima tropical semiseco meridional dos Patamares do Alto Rio Doce, com altitudes de 600 a 700 metros, e sazonalidade definida por uma época chuvosa, a qual abrange os meses de outubro a março e uma época seca, entre abril e setembro (FIALHO; SANTOS, 2022). De acordo com dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2023), o regime pluviométrico do município em 2022 foi de 1.504 mm, com temperaturas médias entre  $20,1^\circ\text{C}$  e  $22,9^\circ\text{C}$  no período chuvoso e entre  $15,9^\circ\text{C}$  a  $20,9^\circ\text{C}$  no período seco.

A UEPE opera em sistema intensivo de suínos confinados em ciclo completo, e, durante o período de estudo, abrigou uma faixa de 195-441 animais. A limpeza é feita pela raspagem do dejetos sólido até canaletas ou grades instaladas nos pisos, e é direcionada à rede de efluentes pela lavagem com mangueira.

A Estação de Tratamento de Efluentes (ETE), inserida na UEPE, conta com as seguintes unidades: (1) tratamento preliminar (desarenador); (2) biodigestor modelo lagoa coberta (BLC); (3) lagoa aerada de mistura completa; (4) decantador secundário; (5) leitos de secagem para o lodo retirado da lagoa e (6) queimador em *flare* para o biogás produzido (Figura 4.1). Além disso, há uma casa de bombas (7) que abriga o compressor de ar conectado à lagoa aerada e os reservatórios de polímero e coagulante ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ) que são aplicados no decantador secundário,

visando a remoção de fósforo via precipitação química. O efluente tratado é, enfim, lançado no corpo hídrico.

Figura 4.1 – Estação de Tratamento de Efluentes da UEPE em suinocultura



Fonte: Autoria própria

O BLC, objeto de estudo da pesquisa, possui um volume total de 250,0 m<sup>3</sup> e volume estimado de 58,2 m<sup>3</sup>. Seu formato é de tronco de pirâmide invertida, com comprimento de 15,0 metros, largura da base maior de 10,0 m e largura da base menor de 5,0 m quando a profundidade é de 2,5 m e largura da base menor de 4 m quando a profundidade é de 3,0 m.

#### 4.2.2. Monitoramento do sistema e métodos analíticos

O monitoramento do BLC consistiu na amostragem da água residuária nas caixas de entrada e saída e do biogás gerado pela unidade durante 27 amostragens, com frequência semanal, no período de abril a dezembro de 2022. A 1<sup>a</sup> campanha foi conduzida de abril a julho (12 amostragens), enquanto a 2<sup>a</sup> se deu de agosto a dezembro (15 amostragens).

A coleta da água residuária ocorreu no período da manhã, sob as mesmas condições operacionais da granja. Concomitantemente, a medição de vazão foi feita na caixa de saída do desarenador da ETE da seguinte maneira: inseria-se um tampão na tubulação de saída para impedir a passagem do resíduo líquido em direção ao BLC, enquanto o tempo de enchimento da caixa era cronometrado. Após a medição, o volume de líquido era calculado, considerando-se o tempo de funcionamento da granja.

As amostras líquidas foram caracterizadas em termos de demanda química de oxigênio (DQO) (total e solúvel) e sólidos totais (ST) e voláteis (SV), de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017). Por sua vez, a estabilidade do processo de digestão anaeróbia foi avaliada em termos de pH e temperatura (T) (HACH HQ40D) e alcalinidade total (AT), intermediária e parcial (AI/AP) do efluente (RIPLEY, 1986). As análises foram realizadas no Laboratório de Qualidade Ambiental, no Departamento de Engenharia Agrícola da UFV (LQA/UFV).

A amostra gasosa foi coletada e armazenada em *gas bags* impermeáveis de 5 L e encaminhados ao Laboratório de Biocombustíveis (DEA/UFV) para quantificação de sua composição em relação ao gás metano ( $\text{CH}_4$ ), gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ) e gás oxigênio ( $\text{O}_2$ ) em analisador de gases (Gasboard-3100).

Ainda em campo, a metodologia de metano dissolvido no efluente utilizada foi a de Czepiel et al., (1993) e descrita a seguir. Amostras de 30 mL do efluente foram coletadas em seringa de polipropileno de 60 mL. Em seguida, 30 mL de ar atmosférico foram introduzidos na seringa, e esta foi balançada vigorosamente por 2 minutos. O gás no *headspace* da seringa foi então transferido para uma seringa de polipropileno limpa de 60 mL. Em laboratório, o conteúdo da seringa foi transferido para frascos de penicilina de 20 mL, lacrados com tampão de borracha e lacre de alumínio, e preenchidos com solução saturada de cloreto de sódio (NaCl) 20%, para evitar a dissolução do gás no líquido.

O teor de metano da amostra de gás foi quantificado por cromatógrafo gasoso equipado com detector por ionização de chama (FID) (Agilent GC 7820A, Agilent Technologies e GC-2014, Shimadzu Corporation). Para o cálculo da concentração de metano dissolvido na amostra, utilizou-se equação desenvolvida por Souza (2010), e que pode ser verificada na Tabela 4.1.

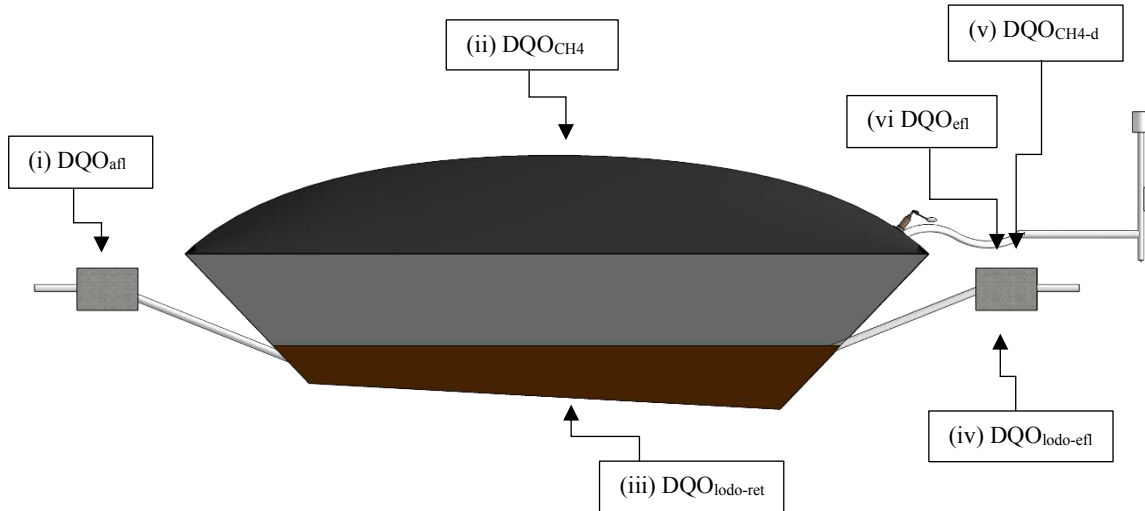
#### 4.2.3. Balanço de massa de DQO

O balanço de massa no BLC foi obtido pela quantificação da matéria orgânica em termos de DQO, por meio das seguintes parcelas: (i) carga de DQO na caixa de entrada do BLC ( $\text{DQO}_{\text{an}}$ ); (ii) carga de DQO convertida em metano no biogás ( $\text{DQO}_{\text{CH}_4}$ ); (iii) carga de DQO convertida em lodo anaeróbio e retida no reator ( $\text{DQO}_{\text{lodo-ret}}$ ); (iv) carga de DQO convertida em lodo e perdida com o efluente ( $\text{DQO}_{\text{lodo-ef}}$ ), (v) carga de DQO convertida em metano e dissolvida no efluente ( $\text{DQO}_{\text{CH}_4\text{-d}}$ ) e (vi) carga de DQO não convertida e perdida no efluente ( $\text{DQO}_{\text{ef}}$ ) (LOBATO, 2011).

Neste trabalho, a parcela de DQO utilizada pelas bactérias redutoras de sulfato não foi considerada no balanço, pois a relação  $\text{DQO}/\text{SO}_4^{2-}$  é baixa em efluentes típicos de suinocultura

(VILLAMAR et al., 2012; PEU et al., 2011). O esquema apresentado na Figura 4.2 ilustra as parcelas do balanço de massa de DQO e as equações utilizadas e os valores considerados podem ser verificados na Tabela 4.1.

Figura 4.2 – Parcelas do balanço de massa de DQO em um BLC em escala real



Fonte: Autoria própria

Tabela 4.1 – Equações utilizadas no cálculo das frações do balanço de massa de DQO

Parcelas	Equações	Observações
(i)	$DQO_{afl} = Q_{m\acute{e}dia} \times C_{afl-tot}$	$DQO_{afl}$ = massa diária de DQO na caixa de entrada do BLC ( $kg\ d^{-1}$ ) $Q_{m\acute{e}dia}$ = vazão média do afluente ( $m^3\ d^{-1}$ ); $C_{afl-tot}$ = concentração afluente de DQO total ( $kg\ m^{-3}$ ).
(ii) <sup>1</sup>	$B = B_0 \times \left(1 - \frac{K}{\mu_m \cdot TRH - 1 + K}\right)$ $K = 0,6 + 0,0006 e^{0,1185\ STV}$ $\mu_m = 0,013T - 0,0129$ $Q_{CH_4} = B \times Q_{m\acute{e}dia} \times STV$ $DQO_{CH_4} = \frac{P \times K_{DQO} \times Q_{CH_4} \times 1000}{R \times (273 + T)}$	$B$ = produção de metano ( $m^3\ CH_4\ kg\ STV^{-1}$ ); $B_0$ = rendimento de metano ( $0,36\ m^3\ CH_4\ kg\ STV^{-1}$ ); $K$ = constante cinética; $\mu_m$ = crescimento específico máximo de microrganismos ( $d^{-1}$ ); $T$ = temperatura da biomassa residente ( $^{\circ}C$ ); $HRT$ = tempo de retenção hidráulico ( $d$ );

STV = teor de sólidos voláteis no afluente (kg STV m<sup>-3</sup>).

Q<sub>CH4</sub> = produção de metano (m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>).

P = pressão atmosférica local (0,937 atm);

DQO<sub>CH4</sub> = massa diária de DQO convertida em metano no biogás (kg d<sup>-1</sup>);

K<sub>DQO</sub> = DQO correspondente a um mol de CH<sub>4</sub> (0,064 kg DQO<sub>CH4</sub> mol<sup>-1</sup>);

R = constante dos gases (0,08206 atm L mol<sup>-1</sup> K<sup>-1</sup>)

(iii)<sup>2</sup>

$$DQO_{\text{lodo-ret}} = DQO_{\text{removida}} \times Y_{DQO}$$

$$Y_{DQO} = Y \times K_{SV-DQO}$$

DQO<sub>lodo-ret</sub> = massa diária de DQO convertida em lodo anaeróbio e retida no reator (kg d<sup>-1</sup>);

Y<sub>DQO</sub> = produção de lodo, como DQO (kg DQO<sub>lodo</sub> kg DQO<sub>removida</sub><sup>-1</sup>);

Y = produção de lodo, como STV (kg STV kg DQO<sub>removida</sub><sup>-1</sup>);

K<sub>SV-DQO</sub> = fator de conversão (1 kg STV = 1,34 kg DQO<sub>lodo</sub>);

STV = sólidos voláteis totais (kg m<sup>-3</sup>)

(iv)

$$DQO_{\text{lodo-efl}} = Q_{\text{média}} \times (C_{\text{efl-tot}} - C_{\text{efl-sol}})$$

DQO<sub>lodo-efl</sub> = massa diária de DQO convertida em lodo e perdida com o efluente (kg d<sup>-1</sup>);

C<sub>efl-tot</sub> = concentração efluente de DQO total (kg m<sup>-3</sup>);

C<sub>efl-sol</sub> = concentração efluente de DQO solúvel (kg m<sup>-3</sup>).

(v) <sup>2,3</sup>	$[\text{CH}_4]_d = \frac{[\text{CH}_4]_g \times [d \times V_{\text{gas}} + (P - P_V) \times K_H \times V_L]}{V_L}$ $\text{DQO}_{\text{CH}_4-d} = [\text{CH}_4]_d \times Q_{\text{média}} \times f_{\text{CH}_4}$	<p><math>[\text{CH}_4]_d</math> = concentração de metano dissolvido no efluente (<math>\text{kg m}^{-3}</math>);  <math>[\% \text{CH}_4]_g</math> = concentração percentual de metano no headspace da seringa (%)  <math>d</math> = densidade do metano (<math>\text{mg L}^{-1}</math>, em função da temperatura ambiente);  <math>V_{\text{gas}}</math> = volume do headspace na seringa (30 mL);  <math>P_V</math> = pressão de vapor da água (atm, em função da temperatura ambiente);  <math>K_H</math> = constante de Henry do metano (<math>\text{mg L}^{-1} \text{atm}^{-1}</math>, em função da temperatura ambiente e da pressão);  <math>V_L</math> = volume do líquido na seringa (30 mL);  <math>\text{DQO}_{\text{CH}_4-d}</math> = massa diária de DQO convertida em metano e dissolvida no efluente (<math>\text{kg d}^{-1}</math>);  <math>f_{\text{CH}_4}</math> = fator de conversão da massa de metano em massa de DQO (<math>4 \text{ kg DQO kg CH}_4^{-1}</math>);</p>
(vi)	$\text{DQO}_{\text{efl}} = Q_{\text{média}} \times C_{\text{efl-sol}}$	<p><math>\text{DQO}_{\text{efl}}</math> = massa diária de DQO não convertida e perdida no efluente (<math>\text{kg d}^{-1}</math>)  <math>C_{\text{efl-sol}}</math> = concentração efluente de DQO solúvel (<math>\text{kg m}^{-3}</math>)</p>

<sup>1</sup>Chen (1983); <sup>2</sup>Lobato et al. (2012); <sup>3</sup>Souza (2010)

#### 4.2.4. Análise estatística dos dados

Os dados de monitoramento foram apresentados por meio de estatística descritiva, considerando-se a média, mediana, máximo, mínimo, desvio padrão e eficiência de remoção (%). A eficiência de remoção foi calculada a partir da Equação (4.1) e, para o cálculo da eficiência total, considerou-se a média das eficiências registradas durante a amostragem.

$$E (\%) = \frac{C_{\text{afl}} - C_{\text{efl}}}{C_{\text{afl}}} \times 100 \quad (4.1)$$

Além disso, gráficos *Box-and-whisker (boxplots)* foram construídos para apresentar as concentrações de DQO (total e solúvel) e sólidos (totais e voláteis), assim como para as parcelas do balanço de massa de DQO. O diagrama de Sankey também foi utilizado para apresentar a

média das parcelas do balanço de massa. As análises foram realizadas utilizando o software R (versão 4.2.2) e Excel.

### **4.3. Resultados e discussão**

#### **4.3.1. Estabilidade e desempenho do BLC**

A Tabela 4.2 resume as características do efluente de entrada e saída do BLC durante as duas campanhas de amostragem.

A vazão média de efluente proveniente das baias, durante todo o período, foi da ordem de  $2,85 \pm 0,77 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ . Por consequência, o tempo de retenção hidráulica (TRH) calculado para o sistema foi de  $21,7 \pm 5,1 \text{ d}$ , com uma carga orgânica volumétrica (COV) aplicada de  $0,53 \pm 0,36 \text{ g STV L}^{-1} \text{ d}^{-1}$  e  $0,76 \pm 0,49 \text{ g DQO L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , respectivamente. A literatura reporta que BLCs usualmente operam com baixa cargas orgânicas ( $0,30 - 0,50 \text{ g STV L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ) e altos tempos de detenção (20 a 60 dias) (KUNZ; STEINMETZ; AMARAL, 2019; GARFÍ et al., 2016).

Tabela 4.2 – Características do afluente e efluente do BLC em escala plena por campanha amostral

Fase	Amostras	Estatística	pH	AT	AI/AP	DQO <sub>t</sub>	DQO <sub>s</sub>	ST	STV	STV/ST
1ª Campanha	Entrada	n	12	12	-	12	10	12	12	12
		Média	7,20	1.656	-	12.691	3.024	10.660	8.113	74,4
		Mediana	7,27	1.681	-	11.101	2.877	9.018	6.668	74,2
		Máximo	7,65	2.463	-	44.096	5.376	31.760	26.270	82,7
		Mínimo	6,67	1.002	-	1.727	1.362	5.190	3.520	67,3
		DP	0,31	405	-	10.207	1.201	6.768	5.769	4,3
	Saída	n	12	12	12	12	10	12	12	12
		Média	7,48	2.442	0,27	2.953	561	5.528	3.549	60,8
		Mediana	7,38	2.325	0,20	2.349	331	4.275	2.530	61,5
		Máximo	8,09	3.617	1,16	6.974	2.477	10.950	7.590	69,9
		Mínimo	7,24	2.005	0,05	862	254	2.290	1.140	49,2
		DP	0,25	418	0,28	1.742	642	3.129	2.307	7,7
		Eficiência (%)					65,1	77,9	46,5	54,7
	2ª Campanha	Entrada	n	15	15	-	15	15	15	15
Média			6,55	2.036	-	17.942	4.576	16.046	12.910	78,3
Mediana			6,50	1.837	-	19.625	4.458	13.190	10.880	78,0
Máximo			7,12	3.782	-	30.898	7.769	39.460	36.560	92,7
Mínimo			5,88	1.263	-	5.480	2.075	5.545	3.895	69,2
DP			0,36	719	-	7.823	1.529	8.854	8.077	5,4
Saída		n	15	15	15	15	15	15	15	15
		Média	7,28	2.250	0,36	26.496	352	33.075	23.507	67,5
		Mediana	7,25	2.281	0,31	19.062	349	33.710	24.680	71,2
		Máximo	7,66	3.122	0,74	97.125	613	72.450	51.610	73,2
		Mínimo	6,84	1.416	0,04	349	201	1.355	500	36,9
		DP	0,21	457	0,17	24.636	105	22.545	16.248	8,9
		Eficiência (%)					-123,1	91,5	-174,1	-157,7

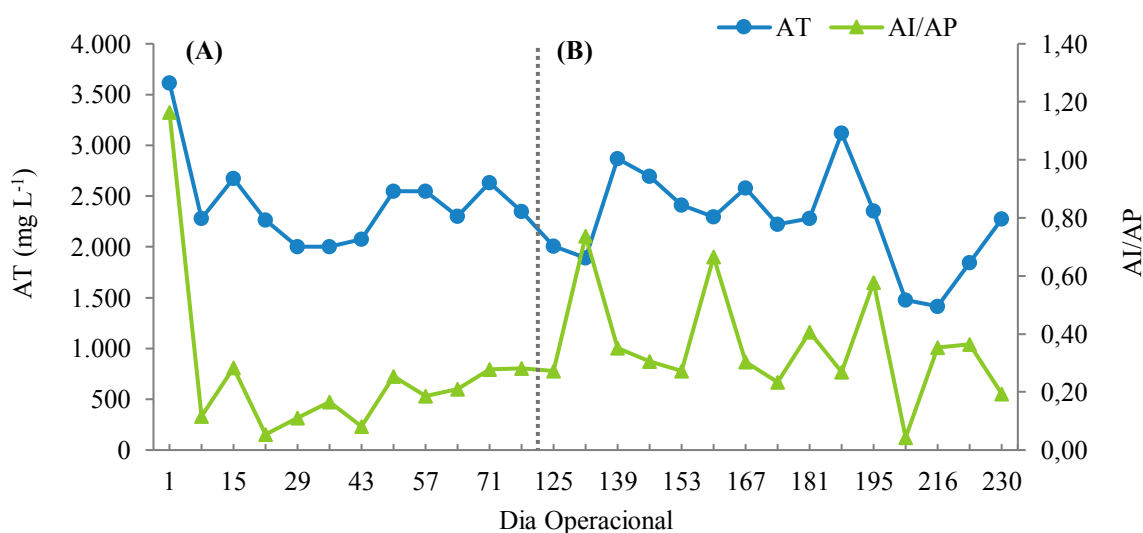
n: número de amostras; DP: desvio padrão; AT: alcalinidade total; AI/AP: razão alcalinidade intermediária e alcalinidade parcial; DQO<sub>t</sub>: demanda química de oxigênio total; DQO<sub>s</sub>: demanda química de oxigênio solúvel; ST: sólidos totais; STV: sólidos voláteis.

O pH, a alcalinidade total e a relação AI/AP são alguns dos parâmetros que indicam a estabilidade da digestão anaeróbia: Lourinho, Rodrigues e Brito (2020) sugerem que reatores anaeróbios sejam operados com pH na faixa de 6,8 – 7,4, o que garante adequadas condições para o crescimento das arqueias metanogênicas, assim como valores de alcalinidade na faixa de 1.000 – 3.000 mg CaCO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup>, para que exista um efeito tampão no sistema.

De acordo com os dados da Tabela 4.2, o pH da ARS na entrada do BLC variou de 6,67 – 7,25 na 1ª campanha e 5,88 – 7,12 na 2ª campanha. Já o efluente de saída registrou valores de pH de 7,48 – 8,09 na 1ª campanha e 6,84 – 7,66 na 2ª campanha.

A Figura 4.3 mostra a alcalinidade total e a relação AI/AP na saída do BLC, nas duas campanhas de amostragem.

Figura 4.3 – Alcalinidade total e relação AI/AP no BLC na (A) 1ª campanha; (B) 2ª campanha



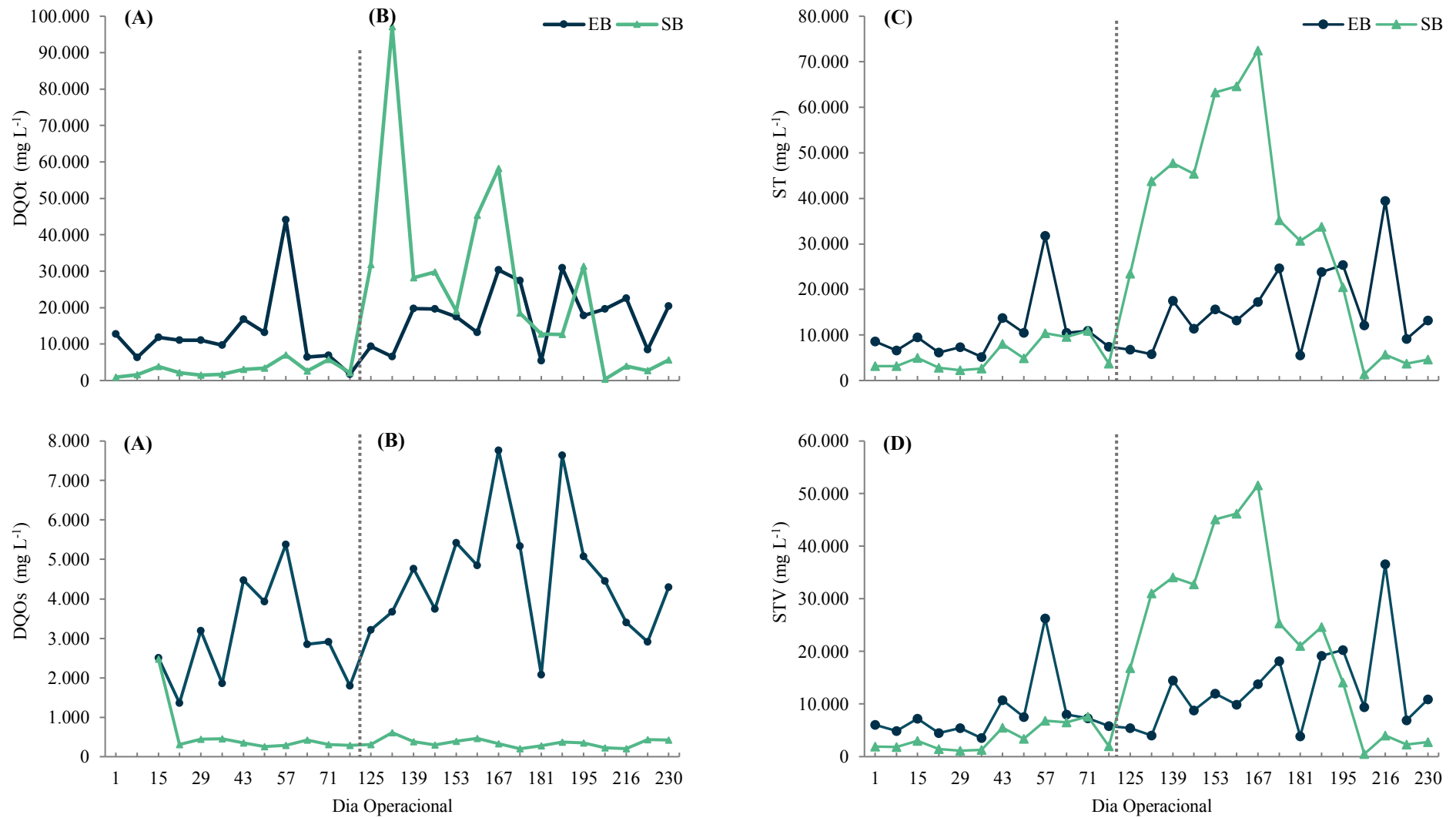
A alcalinidade total média na saída do reator foi de 2.442 e 2.250 mg CaCO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup> na 1ª e 2ª campanha, respectivamente. Apesar da 2ª campanha apresentar maiores variações na alcalinidade, o valor mínimo foi de 1.416 mg L<sup>-1</sup>, ou seja, o BLC não exibiu distúrbios associados à produção de ácidos orgânicos em ambos os períodos.

Já a relação AI/AP apresentou uma menor variação durante a 1ª campanha, enquanto a 2ª campanha mostrou que o sistema estava em constante tentativa de manter a relação a menor possível. Sun et al. (2019) constataram que apenas houve instabilidade na relação AI/AP de efluente de suinocultura quando o sistema foi submetido a elevadas cargas orgânicas, o que resultou em um aumento de 0,21 para 5,60. Ainda, para alcalinidades abaixo de 10 g CaCO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup>, uma razão AI/AP de 0,40 é considerada adequada para manter o processo de digestão estável

(MARTÍN-GONZÁLEZ; FONT; VICENT, 2013). Portanto, apesar da variabilidade de AI/AP na 2ª campanha, nota-se que o sistema não apresentou períodos de falha do processo de digestão anaeróbia.

A Figura 4.4 apresenta as concentrações de DQO total, DQO solúvel, sólidos totais (STV) e sólidos totais voláteis (STV) durante todo o período de monitoramento. Ainda, os parâmetros foram resumidos em gráficos *boxplot* para a 1ª (Figura 4.5) e 2ª campanha (Figura 4.6).

Figura 4.4 – DQO total (A), DQO solúvel (B), ST (C) e STV (D) ao longo do monitoramento do BLC



EB: Entrada do biodigestor; SB: Saída do biodigestor; DQOt: DQO total; DQOs: DQO solúvel; ST: sólidos totais; STV: sólidos totais voláteis.

Figura 4.5 – Concentrações de (A) DQO total; (B) DQO solúvel; (C) Sólidos totais; (D) Sólidos totais voláteis na entrada (EB) e saída (SB) do BLC na 1ª campanha

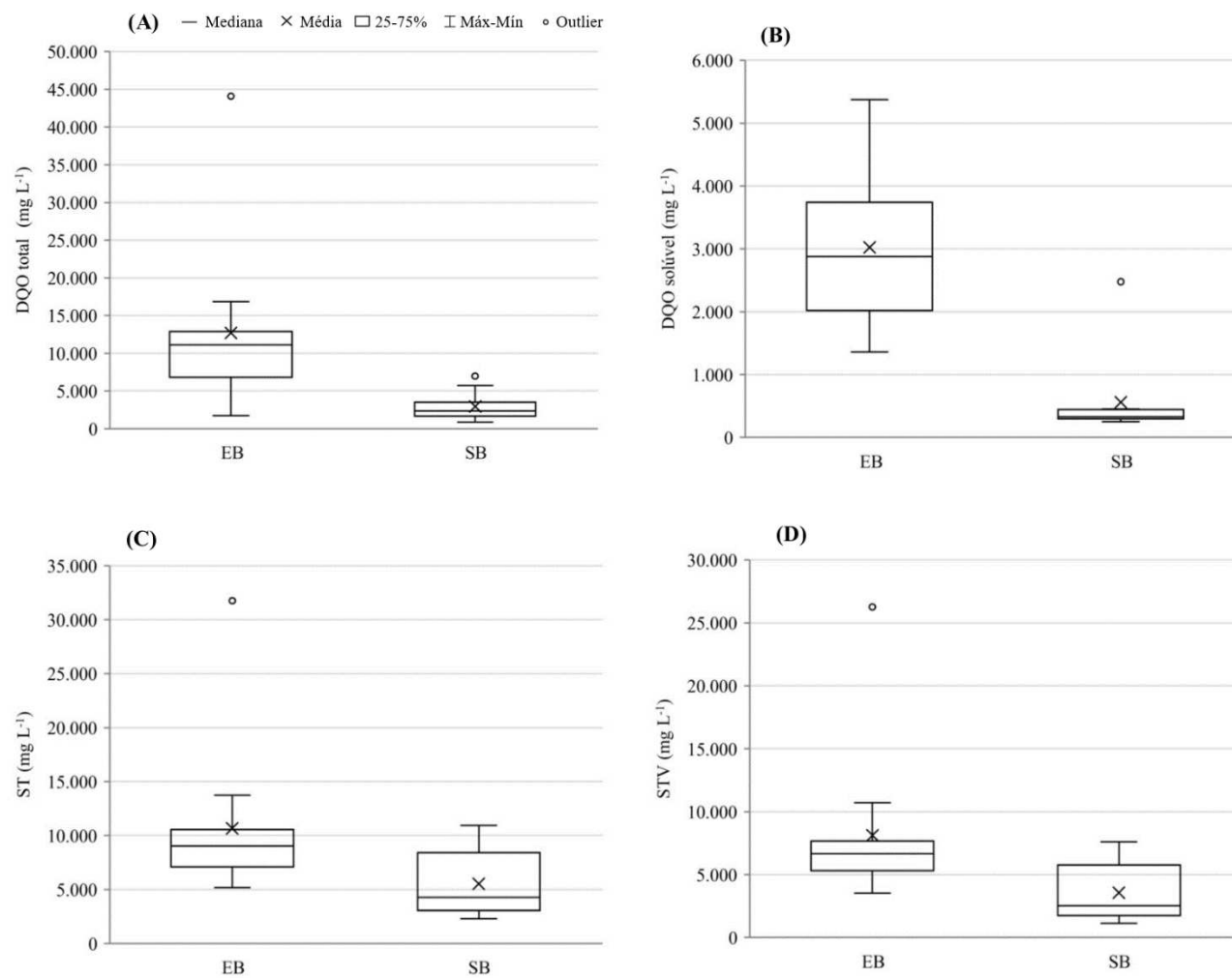
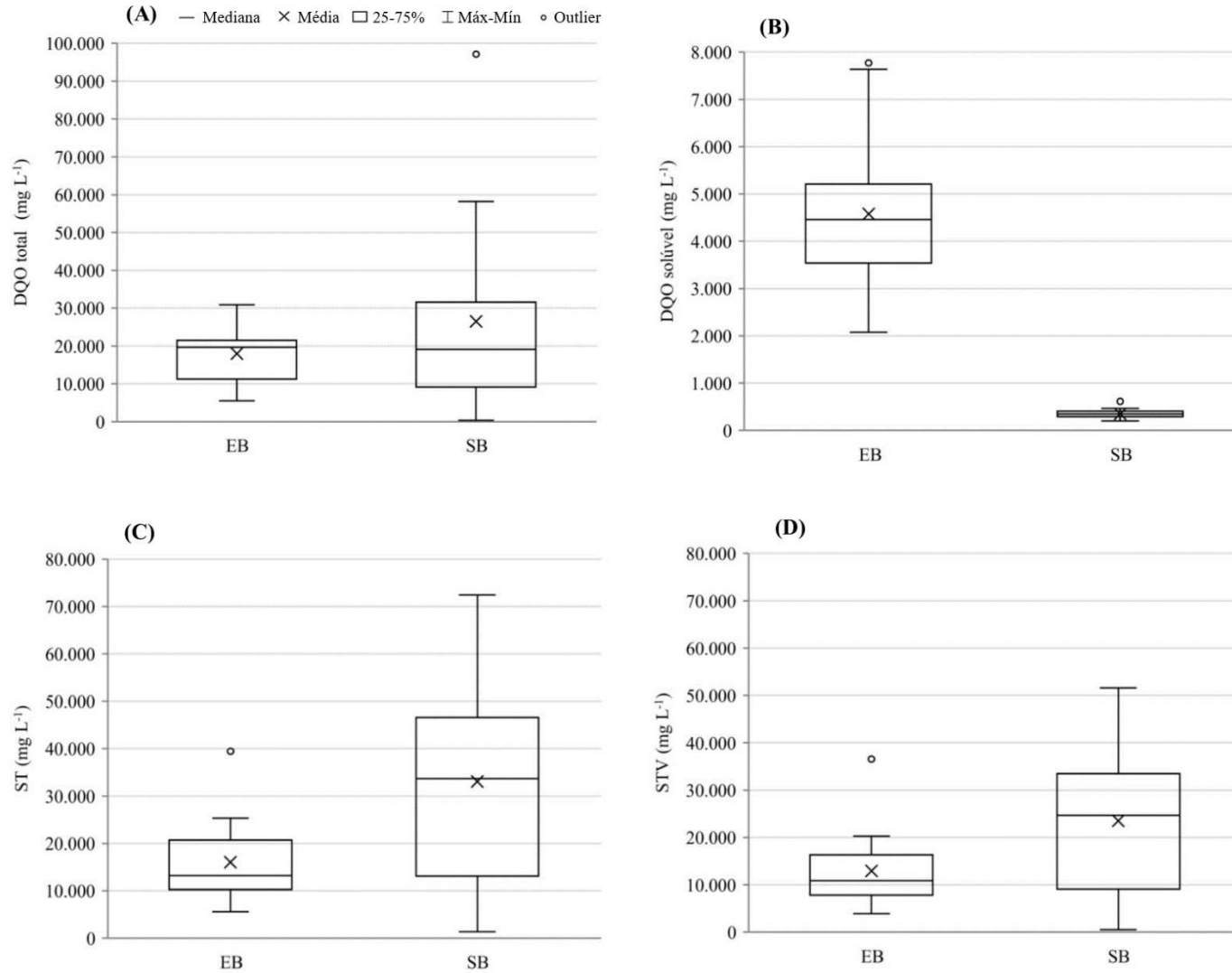


Figura 4.6 – Concentrações de (A) DQO total; (B) DQO solúvel; (C) Sólidos totais; (D) Sólidos totais voláteis na entrada (EB) e saída (SB) do BLC na 2ª campanha



Durante todo o período avaliado, a DQO total de entrada no reator esteve dentro do que se espera de uma suinocultura de pequeno porte, com concentrações que variaram entre 44.096 e 1.727 mg L<sup>-1</sup>. De fato, as características da ARS podem apresentar tais variações de acordo com a quantidade de água utilizada na limpeza das instalações dos suínos, o número de animais confinados, assim como da limpeza das unidades preliminares da ETE (CHENG et al., 2020).

Na 1ª campanha de amostragem (abril a julho), a DQO total na saída do BLC alcançou um valor máximo de 6.974 mg L<sup>-1</sup>, garantindo ao reator uma eficiência de remoção média de 65,1%. Em média, 70% da DQO total de entrada se encontrava na forma particulada, enquanto 30% estava presente na forma solúvel. Durante a 1ª campanha, a DQO solúvel na saída do BLC se manteve, na maioria do tempo, abaixo de 500 mg L<sup>-1</sup>, com eficiência de remoção média de 77,9%. A matéria orgânica particulada aplicada ao sistema pode ser depositada no fundo do reator (lodo anaeróbio) ou ser hidrolisada resultando na fração solúvel. Por sua vez, a matéria orgânica solúvel, ao ser utilizada como substrato pelos microrganismos, é convertida em CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> (biogás) (ZENG et al., 2017).

Da mesma forma que a DQO total, a eficiência média de remoção de sólidos totais e voláteis foi estável na 1ª campanha, registrando 46,5% e 54,7%, respectivamente. Na literatura, a remoção de sólidos totais em reatores horizontais, como o BLC, pode variar de 20-80% (CÂNDIDO et al., 2022; JAIMES-ESTÉVEZ et al., 2021; SOUSA et al., 2022). Portanto, o BLC operava de modo estável e sem aparente perturbações.

Entretanto, na 2ª campanha de amostragem (agosto a dezembro), mesmo com uma DQO de entrada máxima de 30.898 mg L<sup>-1</sup>, notou-se mudanças no efluente de saída do BLC, com a expulsão de sólidos ativos que se encontravam na base do reator (Figura 4.7). Assim, as concentrações de DQO total, ST e STV na saída do BLC aumentaram consideravelmente, alcançando valores máximos de 97.125, 72.450 e 51.610 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente.

Figura 4.7 – Caixa de saída do BLC com elevada concentração de sólidos (12/09/2022)



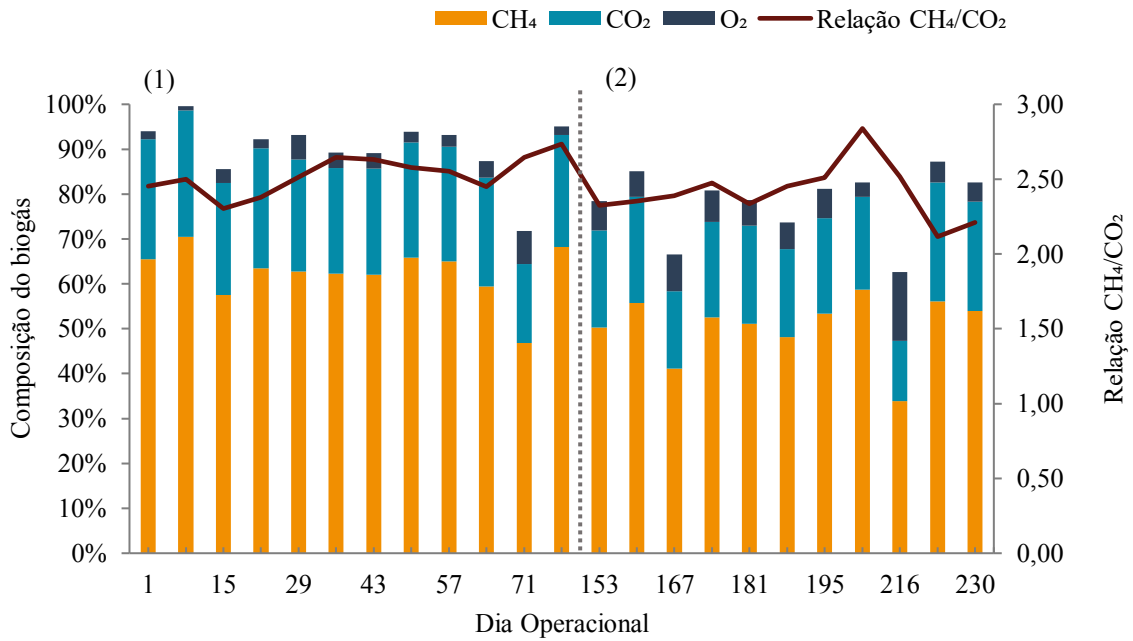
Fonte: Autoria própria

A principal hipótese levantada para a ocorrência deste fato foi o desprendimento de bancos de lodo no fundo do BLC, visto que, durante a 1ª campanha, houve coleta periódica de lodo anaeróbico por meio de bombas de sucção. Ahmmed, Skerman e Batstone (2022) afirmam que a turbulência suficiente no interior de biodigestores pode induzir a remistura do lodo anaeróbico, o que reduz o acúmulo de sólidos e aumenta as concentrações no efluente de saída.

Como pode ser observado na Figura 4.4, as últimas 5 semanas da 2ª campanha voltaram a registrar eficiências positivas de DQO total, sólidos totais e voláteis, com médias de 49,0%, 63,5% e 71,0%, respectivamente. Portanto, o sistema se recuperou após 70 dias, ou aproximadamente 3 TRHs.

Na 1ª campanha, o biogás coletado no BLC apresentou uma composição média de  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$  e  $\text{O}_2$  de 62,4%, 24,7% e 3,2%, respectivamente (Figura 4.8).

Figura 4.8 – Composição do biogás no BLC em escala plena na (1) 1ª campanha e (2) 2ª campanha



A 1ª campanha foi conduzida nos meses de abril a julho, caracterizados por clima seco e frio no município de Viçosa/MG. Entretanto, mesmo em temperaturas baixas, a composição de biogás gerada pelo BLC não apresentou alterações sazonais.

Já na 2ª campanha, o biogás coletado no BLC apresentou uma composição média de CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> e O<sub>2</sub> de 50,4%, 21,1% e 6,6%, respectivamente. O aumento na concentração de oxigênio e consequente queda de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> pode estar associado a problemas na amostragem e no tempo de armazenamento do biogás no *gas bag*.

A relação entre CH<sub>4</sub>/CO<sub>2</sub> variou entre 2,12 e 2,84, com uma média de 2,47. Esta relação também expressa condições de estabilidade em reatores anaeróbios e o esterco suíno geralmente possui uma relação entre 2,0 e 2,5 (POULSEN; ADELARD, 2016).

#### 4.3.2. Balanço de massa de DQO

O balanço de massa de DQO pode ser verificado na Tabela 4.3. Na Figura 4.9

Figura 4.9, é apresentado um gráfico *boxplot* com as variações em termos de DQO para as parcelas avaliadas no balanço de massa, e na Figura 4.10, as frações convertidas foram esquematizadas em um Diagrama de Sankey. Para a construção do balanço de massa, somente os dados da 1ª campanha foram utilizados, visto que se tratou do período mais estável do monitoramento do BLC, em termos de entrada e saída de DQO.

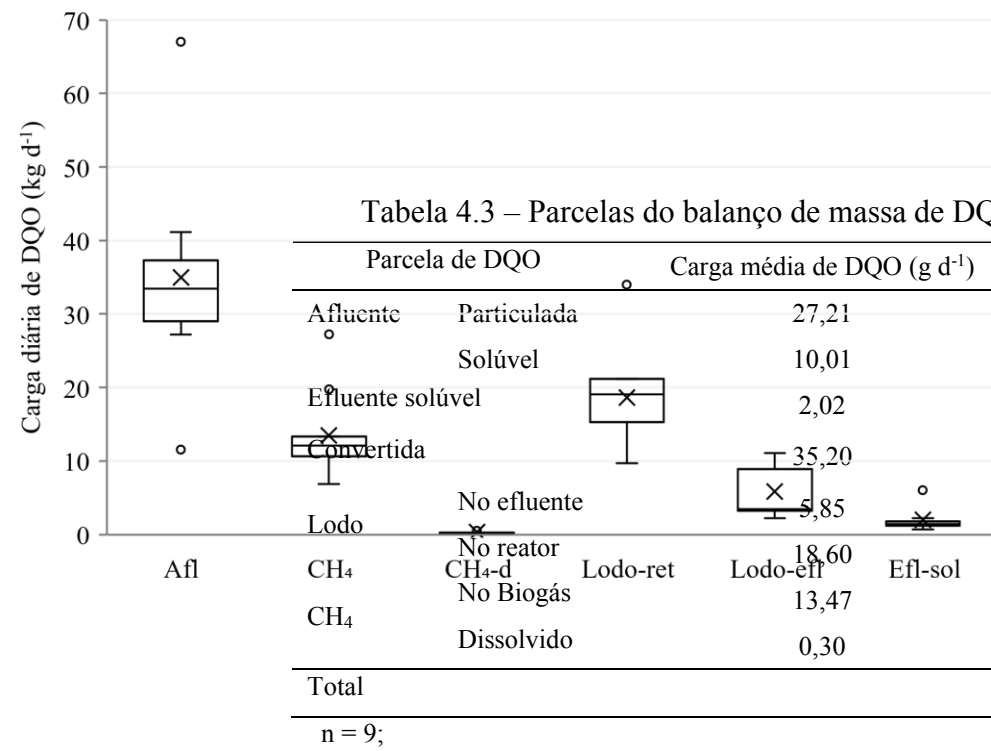
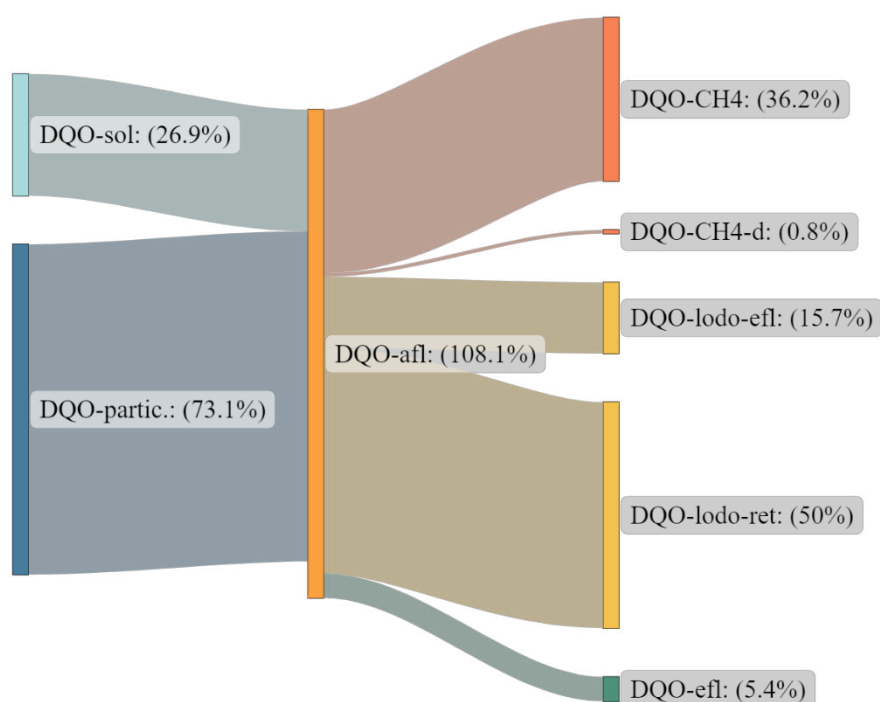


Figura 4.9 – Balanço de massa de DQO em BLC escala plena (boxplot)

— Mediana    × Média    □ 25%-75%    I Máx-Mín    ° Outlier

Figura 4.10 – Balanço de massa de DQO em BLC escala plena (Diagrama de Sankey)



A carga de DQO na entrada do sistema apresentou a maior variação, com valor médio de 37,22 kg d<sup>-1</sup>, e foi subdividida em carga de DQO particulada e solúvel, com valores médios de 27,21 kg d<sup>-1</sup> (73,1%) e 10,01 kg d<sup>-1</sup> (26,9%), respectivamente. De acordo com os resultados, é notável que a rota prioritária de conversão de matéria orgânica foi a geração de lodo (50% retido no biodigestor e 15,7% no efluente), com valores médios de 18,60 e 5,85 kg d<sup>-1</sup>, respectivamente.

A entrada de uma ARS com uma maior proporção de material particulado pode retardar o processo de degradação de matéria orgânica em CH<sub>4</sub>, mesmo em sistemas com elevado TRH e baixas cargas orgânicas. Resultados similares foram obtidos por Du et al. (2022) em um biorreator anaeróbio de membrana (AnMBR) no tratamento de esgoto doméstico. Os autores registraram que a maior porcentagem de DQO particulada (79%) no efluente doméstico bruto resultou em um maior rendimento de lodo no reator e um menor rendimento de metano, visto que o material foi quebrado a taxas mais lentas.

Mesmo que a proporção de sólidos totais voláteis da ARS desta pesquisa corresponda à 74-78% dos sólidos totais, parte desses STVs podem ser de difícil degradabilidade, como exemplo de compostos lignocelulósicos presentes no esterco suíno (ORLANDO; BORJA,

2020; KHAN; AHRING, 2021). Portanto, é esperado que haja o acúmulo de sólidos no reator de origem recalcitrante.

Ainda, vale ressaltar que o BLC não possui mecanismos de mistura em seu interior, o que pode dificultar o acesso da comunidade microbiana ao material prontamente disponível, visto que esta se encontra retida nas camadas mais profundas do biodigestor. O sistema ainda pode enfrentar dificuldades quando não há a retirada periódica de lodo, como no caso do BLC avaliado.

Cândido et al. (2022) ao monitorarem um BLC que possuía descarte diário de lodo do BLC observaram a aplicação de  $1.151,5 \text{ kg STV d}^{-1}$ , dos quais apenas  $29,1 \text{ kg STV d}^{-1}$  foram convertidos na parcela de lodo ( $0,0003\%$  do volume útil), o que indicou a redução significativa do acúmulo de matéria orgânica do reator. A elevada idade do lodo decorrente da ausência de rotina periódica de descarte promove o acúmulo de sólidos, reduzindo o volume útil do reator e o TRH, e comprometendo os mecanismos de recuperação do biogás (CANTRELL et al., 2008).

Como consequência da prioritária conversão e acúmulo de matéria orgânica na parcela de lodo, observou-se uma menor conversão de DQO em metano no biogás, com uma carga média de  $13,47 \text{ kg d}^{-1}$  ( $36,2\%$  da DQO de entrada). Cândido et al. (2022) verificaram no BLC com remoção periódica de lodo que  $55,4\%$  da carga orgânica aplicada no reator pôde ser convertida em biogás, o que reitera o fato de que o processo de sedimentação de material particulado, baixa mistura substrato/microrganismo e ausência de rotina operacional de remoção de lodo podem comprometer a produção de biogás.

A parcela de DQO referente ao metano dissolvido perdido no efluente foi a menor das parcelas do balanço de massa, contabilizando uma carga média de  $0,30 \text{ kg d}^{-1}$  ( $0,79\%$  da DQO de entrada) e sem diferenças estatísticas entre as campanhas. Em reatores anaeróbios com elevados TRHs, como o BLC, a matéria orgânica possui um maior tempo para degradação, e isso aumenta as chances da conversão de DQO em  $\text{CH}_4$ , minimizando a perda do metano dissolvido no efluente (SOUZA et al., 2012; ZENG et al., 2017).

Ao determinar o balanço de massa em reatores UASB no tratamento de esgoto doméstico, Souza (2010) apontou que a parcela da DQO aplicada convertida em DQO na forma de metano dissolvido foi da ordem de  $16-18\%$ , o que esteve associado a um reduzido TRH ( $5 - 7 \text{ h}$ ) e menor carga orgânica aplicada ( $0,73 \text{ kg DQO d}^{-1}$ , cerca de 50 vezes menor do que no caso deste estudo).

O aprimoramento operacional do BLC poderia ser realizado pelo aquecimento do efluente de entrada, com o intuito de promover uma maior degradação do substrato pelas

arqueias metanogênicas (WU, 2012), pela introdução de mecanismos de mistura para favorecer o contato entre substrato/microrganismo, assim como recirculação da biomassa residente no BLC, seja por mecanismos de recirculação do efluente ou emprego de agitadores mecânicos (BERGAMO et al., 2020).

#### 4.4. Conclusão

No presente trabalho, o balanço de massa de DQO indicou que grande parte da carga orgânica aplicada no BLC é convertida a lodo anaeróbio (50,0%) acumulado no fundo do reator, o que está associado às condições operacionais e mecanismos predominantes no sistema, tais como o elevado aporte de material particulado, elevado TRH e reduzida mistura substrato/microrganismo, o que também justificaria uma menor produção de biogás no sistema.

As perdas de metano dissolvido no efluente de BLC foram quase inexistentes. Entretanto, considerado o potencial de produção de biogás pelo biodigestor, é importante que o biogás produzido seja recuperado em sua totalidade no interior dos BLCs. Neste contexto, haveria a potencialização da recuperação energética do biogás e evitariam-se emissões de gases de efeito estufa na forma de metano.

Para que o sistema possa operar de forma mais eficiente, condizente com o reportado na literatura, sugere-se a implementação de rotinas periódicas de descarte de lodo e a implementação de sistemas de recirculação do efluente para se garantir maior contato entre o substrato e a biomassa.

Por fim, sugere-se que o balanço de massa de DQO é uma importante ferramenta que possibilita a obtenção de informações sobre a rota de conversão de matéria orgânica em sistemas anaeróbios, o que pode contribuir com o monitoramento de BLCs e a otimização na recuperação energética do biogás e qualidade do digestato.

#### 4.5. Referências bibliográficas

AHMED, M. S.; SKERMAN, A.; BATSTONE, D. J. Predicting long-term solid accumulation in waste stabilisation lagoons through a combined CFD-process model approach. **Chemical Engineering Research and Design**, v. 184, p. 267–276, 2022.

APHA. **Standard methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23rd. ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2017.

BERGAMO, U.; VICCIONE, G.; COPPOLA, S.; LANDI, A.; MEDA, A.; GUALTIERI, C. Analysis of anaerobic digester mixing: Comparison of long shafted paddle mixing vs. gas mixing. **Water Science and Technology**, v. 81, n. 7, p. 1406–1419, 2020.

- CÂNDIDO, D.; BOLSAN, A. C.; HOLLAS, C. E.; VENTURIN, B.; TÁPPARO, D. C.; BONASSA, G.; ANTES, F. G.; STEINMETZ, R. L. R.; BORTOLI, M.; KUNZ, A. Integration of swine manure anaerobic digestion and digestate nutrients removal/recovery under a circular economy concept. **Journal of Environmental Management**, v. 301, n. 113825, 2022.
- CANTRELL, K. B.; DUCEY, T.; RO, K. S.; HUNT, P. G. Livestock waste-to-bioenergy generation opportunities. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 17, p. 7941–7953, 2008.
- CHEN, Y. R. Kinetic analysis of anaerobic digestion of pig manure and its design implications. **Agricultural Wastes**, v. 8, n. 2, p. 65–81, 1983.
- CHENG, H. H.; NARINDRI, B.; CHU, H.; WHANG, L. M. Recent advancement on biological technologies and strategies for resource recovery from swine wastewater. **Bioresource Technology**, v. 303, p. 122861, 2020.
- CHERNICHARO, C. A. L. **Anaerobic Reactors**. 1. ed. London: IWA Publishing, 2007.
- CZEPIEL, P. M.; CRILL, P. M.; HARRISS, R. C. Methane Emissions from Municipal Wastewater Treatment Processes. **Environmental Science and Technology**, v. 27, n. 12, p. 2472–2477, 1993.
- DU, R.; HU, Y.; NITTA, S.; JI, J.; LI, Y. Y. Material mass balance and elemental flow analysis in a submerged anaerobic membrane bioreactor for municipal wastewater treatment towards low-carbon operation and resource recovery. **Science of the Total Environment**, v. 852, p. 158586, 2022.
- FIALHO, E. S.; SANTOS, L. G. F. dos. Unidades Mesoclimáticas de Viçosa-MG, na Zona da Mata Mineira. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 31, n. 18, p. 230–258, 2022.
- GARFÍ, M.; MARTÍ-HERRERO, J.; GARWOOD, A.; FERRER, I. Household anaerobic digesters for biogas production in Latin America: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 60, p. 599–614, 2016.
- INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. **Dados históricos anuais (2022)**. Brasília-DF, 2023. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/dadoshistoricos>
- JAIMES-ESTÉVEZ, J.; ZAFRA, G.; MARTÍ-HERRERO, J.; PELAZ, G.; MORÁN, A.; PUENTES, A.; GOMEZ, C.; CASTRO, L. del P.; ESCALANTE HERNÁNDEZ, H. Psychrophilic Full Scale Tubular Digester Operating over Eight Years: Complete Performance Evaluation and Microbiological Population. **Energies**, v. 14, n. 1, p. 151, 2021.
- KHAN, M. U.; AHRING, B. K. Improving the biogas yield of manure: Effect of pretreatment on anaerobic digestion of the recalcitrant fraction of manure. **Bioresource Technology**, v. 321, p. 124427, 2021.
- KULKARNI, I.; ZANG, J. W.; LEANDRO, W. M.; PARIKH, P.; ADLER, I.; DA FONSECA-ZANG, W. A.; CAMPOS, L. C. Closed-Loop Biodigesters on Small-Scale Farms in Low- and Middle-Income Countries: A Review. **Water** 2021, Vol. 13, Page 2744, v. 13, n. 19, p. 2744, 2021.
- KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. do. **Fundamentos da Digestão Anaeróbia, Purificação do Biogás, Uso e Tratamento do Digestato**. 1ª ed. Concórdia - SC: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 209 p., 2019.

- LOBATO, L. C. S. **Aproveitamento energético de biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico**. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011. 187 f.
- LOBATO, L. C. S.; CHERNICHARO, C. A. L.; SOUZA, C. L. Estimates of methane loss and energy recovery potential in anaerobic reactors treating domestic wastewater. **Water Science and Technology**, v. 66, n. 12, p. 2745–2753, 2012.
- LOURINHO, G.; RODRIGUES, L. F. T. G.; BRITO, P. S. D. Recent advances on anaerobic digestion of swine wastewater. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 17, n. 12, p. 4917–4938, 2020.
- MARTÍN-GONZÁLEZ, L.; FONT, X.; VICENT, T. Alkalinity ratios to identify process imbalances in anaerobic digesters treating source-sorted organic fraction of municipal wastes. **Biochemical Engineering Journal**, v. 76, p. 1–5, 2013.
- NASCIMENTO, L. A.; OLIVEIRA, R. R. M.; SOUSA, I. de P.; MARADINI, P. S.; ROSA, A. P. Insights to improve covered lagoon biodigesters through by-products recovery in pig farms. **Environmental Research and Technology**, v. 4, n. 3, p. 284–292, 2021.
- ORLANDO, M. Q.; BORJA, V. M. Pretreatment of Animal Manure Biomass to Improve Biogas Production: A Review. **Energies** 2020, v. 13, n. 14, p. 3573, 2020.
- PEU, P.; SASSI, J. F.; GIRAULT, R.; PICARD, S.; SAINT-CAST, P.; BÉLINE, F.; DABERT, P. Sulphur fate and anaerobic biodegradation potential during co-digestion of seaweed biomass (*Ulva* sp.) with pig slurry. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 23, p. 10794–10802, 2011.
- POULSEN, T. G.; ADELARD, L. Improving biogas quality and methane yield via co-digestion of agricultural and urban biomass wastes. **Waste Management**, v. 54, p. 118–125, 2016.
- RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved Alkalimetric Monitoring for Anaerobic Digestion of High-Strength Wastes. **Journal (Water Pollution Control Federation)**, v. 58, n. 5, p. 406–411, 1986.
- SOUSA, I. de P.; ROSA, A. P.; LOPES, J. O.; MAGOS, B. dos R.; CECON, P. R.; PEREZ, R.; BORGES, A. C. Study of internal and external temperatures and their influence on covered lagoon digester performance. **Biomass and Bioenergy**, v. 159, p. 106380, 2022.
- SOUZA, C. L. **Estudo das rotas de formação, transporte e consumo dos gases metano e sulfeto de hidrogênio resultantes do tratamento de esgoto doméstico em reatores UASB**. Tese (doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. 2010. 127f.
- SOUZA, C. L.; CHERNICHARO, C. A. L.; MELO, G. C. B. Methane and hydrogen sulfide emissions in UASB reactors treating domestic wastewater. **Water Science and Technology**, v. 65, n. 7, p. 1229–1237, 2012.
- SUN, H.; NI, P.; ANGELIDAKI, I.; DONG, R.; WU, S. Exploring stability indicators for efficient monitoring of anaerobic digestion of pig manure under perturbations. **Waste Management**, v. 91, p. 139–146, 2019.
- TÁPPARO, D. C.; CÂNDIDO, D.; STEINMETZ, R. L. R.; ETZKORN, C.; DO AMARAL, A.

C.; ANTES, F. G.; KUNZ, A. Swine manure biogas production improvement using pre-treatment strategies: Lab-scale studies and full-scale application. **Bioresource Technology Reports**, v. 15, p. 1–8, 2021.

USDA. **Livestock and Poultry: World Markets and Trade**. Foreign Agricultural Service; United States Department of Agriculture: Washington, DC, USA, 2022. Disponível em: [https://downloads.usda.library.cornell.edu/usda-esmis/files/73666448x/f1882v52q/765389829/livestock\\_poultry.pdf](https://downloads.usda.library.cornell.edu/usda-esmis/files/73666448x/f1882v52q/765389829/livestock_poultry.pdf).

VILLAMAR, C. A.; CAÑUTA, T.; BELMONTE, M.; VIDAL, G. Characterization of swine wastewater by toxicity identification evaluation methodology (TIE). **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 223, n. 1, p. 363–369, 2012.

WU, B. Integration of mixing, heat transfer, and biochemical reaction kinetics in anaerobic methane fermentation. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 109, n. 11, p. 2864–2874, 2012.

ZENG, Z.; ZHENG, P.; DING, A.; ZHANG, M.; ABBAS, G.; LI, W. Source analysis of organic matter in swine wastewater after anaerobic digestion with EEM-PARAFAC. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 7, p. 6770–6778, 2017.

ZUBAIR, M. et al. Biological nutrient removal and recovery from solid and liquid livestock manure: Recent advance and perspective. **Bioresource Technology**, v. 301, n. 122823, 2020.

## 5. ESTUDO DA INFLUÊNCIA DA AGITAÇÃO NA OPERAÇÃO DE BIODIGESTORES EM ESCALA DE BANCADA NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA

### 5.1. Introdução

A digestão anaeróbia é um processo amplamente empregado para o tratamento de resíduos agroindustriais, como águas residuárias de suinocultura e bovinocultura, efluentes de abatedouros, entre outros (ZUBAIR et al., 2020). Sua maior vantagem consiste na conversão de compostos complexos em dois principais produtos: o biogás ( $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$ ), o qual pode ser utilizado como fonte de energia e calor, e o digestato, qualificado como um eficiente fertilizante natural pela presença de nutrientes como nitrogênio e fósforo (CÂNDIDO et al., 2022; HOLLAS et al., 2022; VARMA et al., 2021).

Entretanto, fatores como a baixa relação C/N, altas concentrações de sólidos totais e variações na temperatura podem levar a uma baixa eficiência de tratamento e produção de biogás. Nesse sentido, estratégias como a co-digestão de diferentes resíduos em conjunto com a ARS, técnicas de pré-tratamento do substrato e o uso de aditivos orgânicos e inorgânicos (zeólitas e óxidos de ferro) estão sendo empregadas para maximizar a produção de biogás e elevar a eficiência de tratamento destes resíduos (LOURINHO; RODRIGUES; BRITO, 2020).

Dentre as principais estratégias, o grau de mistura em biodigestores é capaz de promover a homogeneização de nutrientes no sistema e permitir menores variações da temperatura ao longo do reator (SINGH et al., 2021). A mistura intermitente em baixa intensidade apresenta melhores resultados, evitando a ruptura dos consórcios microbianos e a inibição dos estágios da digestão anaeróbia (KARIYAMA; ZHAI; WU, 2018). Como exemplo, a mistura intermitente mecânica, em experimento conduzido por Yang e Deng, (2020), promoveu o aumento do rendimento de metano ( $L_{\text{CH}_4} \text{ kg}_{\text{STV}} \text{ap}^{-1}$ ) do biodigestor de 7,3% a 19,9%.

Em biodigestores de fluxo horizontal (HF), o acúmulo de sólidos é um dos principais obstáculos enfrentado pelo sistema e em muitos casos, a mistura física (radial) é uma interessante estratégia a fim de evitar a presença de zonas mortas, o acúmulo local de subprodutos inibidores, a distribuição de calor, assim como o contato reduzido entre os nutrientes e a comunidade microbiana (GHANIMEH et al., 2020).

O balanço de massa de DQO é capaz de fornecer informações sobre rotas preferenciais da degradação da matéria orgânica na digestão anaeróbia, levando em consideração as entradas e saídas/produções do sistema (CHERNICHARO, 2007; SOUZA, 2010). Na literatura, vários estudos abordam o balanço de massa em reatores anaeróbios, como o biorreator anaeróbio de membrana (AnMBR) (DU et al., 2022), o reator anaeróbio de escoamento ascendente e manta

de lodo (UASB) (SOUZA; CHERNICHARO; MELO, 2012) e o reator anaeróbio híbrido (UAHB), no tratamento de esgoto sanitário (RAMOS et al., 2021). Entretanto, não há na literatura estudos que investiguem a conversão da matéria orgânica em reatores horizontais no tratamento de águas residuárias de suinocultura (ARS), em especial na determinação da influência da agitação na separação entre metano gasoso e metano dissolvido.

Portanto, objetivou-se com a seguinte pesquisa avaliar o desempenho da digestão anaeróbia e a produção de metano em biodigestores de fluxo horizontal (HF), a partir da introdução de agitação mecânica intermitente da água residuária de suinocultura. Os objetivos específicos foram: (i) avaliar a estabilidade do processo de digestão anaeróbia em biodigestor automatizado com o uso de indicadores de estabilidade (pH, relação AI/AP); (ii) avaliar os aspectos relacionados à adaptação de biodigestores automatizados em termos operacionais e; (iii) analisar as rotas de conversão de matéria orgânica em biodigestores automatizados por meio de balanço de massa de DQO.

## **5.2. Material e métodos**

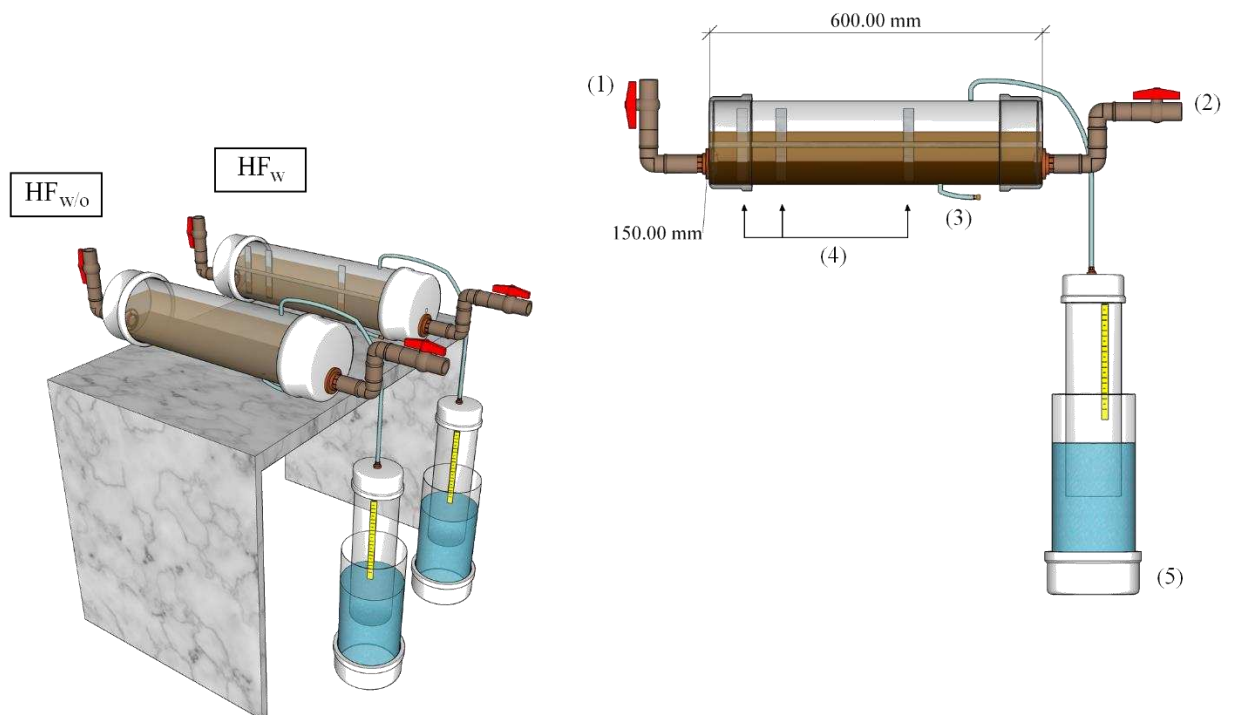
### **5.2.1. Aparato experimental**

O aparato experimental foi concebido a partir de dois biodigestores de fluxo horizontal em escala laboratorial confeccionados em PVC com 150 mm de diâmetro e 0,60 metro de comprimento, perfazendo volumes total e útil de 10,60 L e 7,95 L, respectivamente. As dimensões foram definidas com o intuito de respeitar a relação mínima de comprimento/largura de um BLC em escala plena ( $\geq 2$ ) (KUNZ; STEINMETZ; AMARAL, 2019).

Os reatores foram denominados de HF<sub>w</sub> e HF<sub>w/o</sub>, em que o primeiro dispunha de mecanismo de agitação, a fim de otimizar a produção de biogás e remoção de matéria orgânica, e o segundo operou como controle, com a ausência de agitação. O conjunto agitação empregado era composto por um eixo de 10 mm de diâmetro, acoplado a 3 pás giratórias. As duas primeiras pás possuíam uma distância entre si de 5 cm, com o objetivo de alcançar uma maior mistura na entrada dos reatores e estimular a etapa de hidrólise, enquanto a terceira pá se encontrava à 20 cm de distância da segunda, com as dimensões adaptadas de estudo conduzido por Khalil, Eraky e Ghanimeh (2021). Cada uma das pás possuía uma dimensão de 60 cm x 30 cm. A agitação foi empregada de forma localizada e intermitente a uma velocidade de 25 rpm, sendo acionada 4 vezes ao dia, com espaçamento de 6 horas e duração de 2 minutos.

Além disso, cada um dos reatores foi acoplado a gasômetros confeccionados em PVC (100 mm de diâmetro interno e 150 mm de diâmetro externo) para verificar a produção diária de biogás e metano. A quantificação se deu a partir do método de deslocamento de líquido, e o líquido utilizado foi uma solução saturada de NaCl (WALKER et al., 2009), com o auxílio de uma régua graduada. A Figura 5.1 apresenta o desenho esquemático do aparato experimental desenvolvido.

Figura 5.1 – Aparato experimental



(1) Entrada da alimentação; (2) Saída do efluente; (3) Saída de lodo anaeróbico; (4) Conjunto agitação; (5) Gasômetro.

### 5.2.2. Inoculação, partida e operação dos biodigestores

Os reatores foram inoculados com lodo anaeróbico oriundo de um BLC em escala plena, coletado da Estação de Tratamento de Efluentes da UEPE em Suinocultura (DZO/UFV), no campus universitário da cidade de Viçosa/MG, e que opera continuamente há cerca de 5 anos. Inicialmente, todo o volume útil dos reatores foi preenchido com o inóculo, e, diariamente, a ARS foi introduzida para que a biomassa se adaptasse à carga aplicada e os reatores alcançassem estado estacionário.

Neste estudo, adotou-se um período de aclimatação de 50 dias (2 TRHs), e a estabilidade do sistema foi monitorada em relação à produção de biogás (ARIKAN; MULBRY; LANSING, 2015; DUAN et al., 2019). A comparação da influência da agitação começou a ser avaliada assim que o período de estabilização se encerrou, e teve duração de 100 dias operacionais (4 TRHs). Pela análise do comportamento de DQO total e dos sólidos (totais e voláteis) na saída dos reatores, e considerando-se o período de estabilidade supracitado, optou-se por dividir o período de operação em duas fases: fase I (dias operacionais de 0-50), a qual corresponde ao período de adaptação do HF<sub>w</sub> às condições de agitação e fase II (dias operacionais de 51-100), a qual corresponde ao período em que ambos os sistemas apresentavam uma eficiência mais estável.

Os reatores foram alimentados diariamente de modo semi-contínuo pela manhã. Para o preparo da ARS, cerca de 1 kg de dejetos suíno sólido foi coletado semanalmente nas baias de maternidade da UEPE em suinocultura e congelado à -20°C até o uso. Em laboratório, análises de sólidos totais e voláteis (APHA, 2017) do dejetos foram realizadas e a partir dos resultados calculou-se o volume de água destilada a ser adicionado para atingir a taxa de carregamento orgânico volumétrico e o TRH típico de BLCs (COV = 0,3 ~ 0,5 g<sub>STV</sub> L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> e TRH = 25 dias) (KUNZ; STEINMETZ; AMARAL, 2019). As características da ARS podem ser verificadas na Tabela 5.1.

Tabela 5.1 – Características da ARS utilizada na alimentação dos reatores

Parâmetros	Média ± DP (n)
pH	7,43 ± 0,48 (100)
COV (g STV L <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	0,54 ± 0,21 (23)
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup> )	910,55 ± 426,69 (20)
DQO total (mg L <sup>-1</sup> )	13.981 ± 3.606 (20)
DQO solúvel (mg L <sup>-1</sup> )	1.698 ± 676 (22)
DQO <sub>s</sub> /DQO <sub>t</sub>	13,3 ± 6,6 (20)
ST (mg L <sup>-1</sup> )	17.116 ± 5.999 (23)
STV (mg L <sup>-1</sup> )	13.603 ± 5.238 (23)
STV/ST	78,8 ± 6,6 (23)
NKT (mg L <sup>-1</sup> )	433,17 ± 18,09 (13)
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	44,28 ± 5,42 (14)
PT (mg L <sup>-1</sup> )	468,53 ± 14,28 (13)

### 5.2.3. Métodos analíticos

O pH e a temperatura do efluente de entrada e saída foram medidos diariamente, no momento da alimentação, por meio de medidor Hach HQ40D. O efluente de entrada foi analisado em termos de DQO total e solúvel ( $DQO_t$  e  $DQO_s$ ), sólidos totais e voláteis (ST e STV) (APHA, 2017) e alcalinidade total (RIPLEY; BOYLE; CONVERSE, 1986). A frequência amostral foi semanal até o dia operacional 39 e, após esse período, ocorreu com frequência de duas vezes na semana.

O efluente de saída foi avaliado em termos de DQO total e solúvel ( $DQO_t$  e  $DQO_s$ ), sólidos totais e voláteis (ST e STV) (APHA, 2017), e alcalinidade total (AT), parcial (AP) e intermediária (AI) (RIPLEY; BOYLE; CONVERSE, 1986). A frequência das análises foi de três vezes por semana (dia operacional 0 – 29) e de duas vezes por semana (dia operacional 30 – 100), a fim de se avaliar o desempenho e a estabilidade dos reatores. A amostragem do efluente de saída era feita cerca de 2 horas antes do início da agitação dos reatores com mistura mecânica.

O lodo inoculado foi caracterizado antes de ser introduzido nos biodigestores, em termos de DQO, ST e STV e pH. No fim da operação, o lodo final também foi caracterizado para os mesmos parâmetros, a fim de verificar a produção de biomassa durante o período avaliado.

A composição do biogás foi analisada semanalmente para o teor de metano, em cromatógrafo gasoso equipado com detector por ionização de chama (FID) (GC-2014, Shimadzu Corporation). Cada amostra de biogás (cerca de 100  $\mu\text{L}$ ) foi injetada no equipamento a uma taxa de fluxo de 25  $\text{mL min}^{-1}$ , sendo o gás hélio o gás de arraste. A temperatura do injetor foi fixada em 120°C, enquanto a do FID foi ajustada para 200°C.

Já o volume de biogás produzido pelos reatores foi quantificado diariamente pelo deslocamento dos gasômetros de PVC, multiplicado pela área da seção transversal (0,00785  $\text{m}^2$ ). Este valor foi corrigido para as condições normais de temperatura e pressão estabelecidas pela IUPAC (273,15 K e 100 kPa). A temperatura ambiente foi contabilizada em termômetro com coluna de mercúrio, com variações obtidas ente 19°C e 24°C. A pressão de vapor da solução também foi contabilizada e o volume corrigido de biogás é indicado na Equação (5.1) (PARAJULI, 2011).

$$V_{\text{CNTP}} = V \times \frac{T_{\text{CNTP}}}{T} \times \frac{P + \Delta H - P_{\text{sol}}}{P_{\text{CNTP}}} \quad (5.1)$$

Em que:

$V_{\text{CNTP}}$  = volume corrigido de biogás ( $\text{Nm}^3$ );

$V$  = volume de biogás no gasômetro ( $\text{m}^3$ );

$T$  = temperatura ambiente (K);

$T_{\text{CNTP}}$  = temperatura padrão (273,15 K)

$P_{\text{CNTP}}$  = pressão padrão (100 kPa);

$\Delta H$  = altura do gasômetro (m);

$P_{\text{sol}}$  = pressão de vapor da solução (Equação de Goff-Gratch);

$P$  = pressão ambiente do município de Viçosa/MG (0,937 atm)

O teor de metano dissolvido no efluente foi determinado de acordo com procedimento descrito em Czepiel et al. (1993), pelo método do headspace em seringa. Coletou-se 30 mL de efluente em seringa de polipropileno de volume de 60 mL, e completou-se os 30 mL restantes com ar atmosférico. A seringa foi vedada com 3-way e seu conteúdo foi agitado por 2 minutos. Logo após, transferiu-se o headspace da seringa para um frasco de penicilina de 20 mL contendo solução supersaturada de NaCl, para evitar que o biogás sofresse dissolução no líquido. As amostras de metano dissolvido também foram analisadas no cromatógrafo gasoso equipado com detector por ionização de chama (FID) (GC-2014, Shimadzu Corporation). Para o cálculo da concentração de metano dissolvido e carga de DQO, utilizou-se equação desenvolvida por Souza (2010), presente na Tabela 5.2.

A solubilidade teórica de metano foi calculada com base na Lei de Henry (Equação (5.2)), considerando-se o teor de metano no biogás (pressão parcial do gás) e a pressão e temperatura ambiente.

$$C_{\text{teo}} = H \times p_{\text{gas}} \quad (5.2)$$

Em que:

$C_{\text{teo}}$  = concentração teórica do gás em equilíbrio no líquido ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$H$  = Constante da Lei de Henry ( $\text{mg L}^{-1} \text{atm}^{-1}$ );

$p_{\text{gas}}$  = pressão parcial do gás (atm);

Por fim, as taxas de hidrólise e de metanogênese nos biodigestores foram calculadas de acordo com as Equações (5.3) e (5.4) fornecidas por Ribera-Pi et al., (2020), para avaliar a eficiência das pás giratórias na digestão anaeróbia.

$$H (\%) = \left( \frac{\text{CH}_4 \text{ como DQO} + \text{sDQO}_{\text{efl}} - \text{sDQO}_{\text{afl}}}{\text{tDQO}_{\text{afl}} - \text{sDQO}_{\text{afl}}} \right) \times 100 \quad (5.3)$$

Em que:

H (%) = Taxa de hidrólise;

CH<sub>4</sub> como DQO = Carga de CH<sub>4</sub> na forma de DQO (g d<sup>-1</sup>);

sDQO<sub>efl</sub> = Carga de DQO solúvel efluente (g d<sup>-1</sup>);

sDQO<sub>afl</sub> = Carga de DQO solúvel afluyente (g d<sup>-1</sup>);

tDQO<sub>afl</sub>: Carga de DQO total afluyente (g d<sup>-1</sup>);

tDQO<sub>efl</sub>: Carga de DQO total efluente (g d<sup>-1</sup>).

$$M (\%) = \left( \frac{\text{CH}_4 \text{ como DQO}}{\text{tDQO}_{\text{afl}}} \right) \times 100 \quad (5.4)$$

Em que:

M (%) = Taxa de metanogênese;

CH<sub>4</sub> como DQO = Carga de CH<sub>4</sub> na forma de DQO (g d<sup>-1</sup>);

tDQO<sub>afl</sub>: Carga de DQO total afluyente (g d<sup>-1</sup>).

#### 5.2.4. Balanço de massa de DQO

O balanço de massa nos reatores se deu pela quantificação da matéria orgânica, em termos de DQO, e foi obtido por meio das seguintes parcelas: **(i)** carga de DQO afluyente (DQO<sub>afl</sub>); **(ii)** carga de DQO convertida em metano no biogás (DQO<sub>CH4</sub>); **(iii)** carga de DQO convertida em lodo anaeróbico e retida no reator (DQO<sub>lodo-ret</sub>); **(iv)** carga de DQO convertida em lodo e perdida com o efluente (DQO<sub>lodo-efl</sub>), **(v)** carga de DQO convertida em metano e dissolvida no efluente (DQO<sub>CH4-d</sub>) e **(vi)** carga de DQO não convertida e perdida no efluente (DQO<sub>efl</sub>) (LOBATO, 2011).

A Equação (5.5) apresenta as parcelas utilizadas. Neste trabalho, não foi considerada a parcela de DQO utilizada pelas bactérias redutoras de sulfato, visto que a relação DQO/SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> é baixa em efluentes típicos de suinocultura (PEU et al., 2011; VILLAMAR et al., 2012), indicando que a DQO na forma de sulfato é desprezível. O esquema apresentado na Figura 5.2

ilustra as parcelas do balanço de massa. As equações utilizadas para o cálculo de cada parcela podem ser verificadas na Tabela 5.2.

$$DQO_{\text{afl}} = DQO_{\text{CH}_4} + DQO_{\text{lodo-ret}} + DQO_{\text{lodo-efl}} + DQO_{\text{CH}_4\text{-d}} + DQO_{\text{efl-sol}} \quad (5.5)$$

Em que:

$DQO_{\text{afl}}$  = massa diária de DQO afluyente ( $\text{kg d}^{-1}$ );

$DQO_{\text{CH}_4}$  = massa diária de DQO convertida em metano no biogás ( $\text{kg d}^{-1}$ );

$DQO_{\text{lodo-ret}}$  = massa diária de DQO convertida em lodo e retida no reator ( $\text{kg d}^{-1}$ );

$DQO_{\text{lodo-efl}}$  = massa diária de DQO convertida em lodo e perdida no efluente ( $\text{kg d}^{-1}$ );

$DQO_{\text{CH}_4\text{-d}}$  = massa diária de DQO convertida em metano no efluente ( $\text{kg d}^{-1}$ );

$DQO_{\text{efl}}$  = massa diária de DQO efluente solúvel ( $\text{kg d}^{-1}$ );

Figura 5.2 – Parcelas do balanço de massa de DQO em um BLC em escala laboratorial

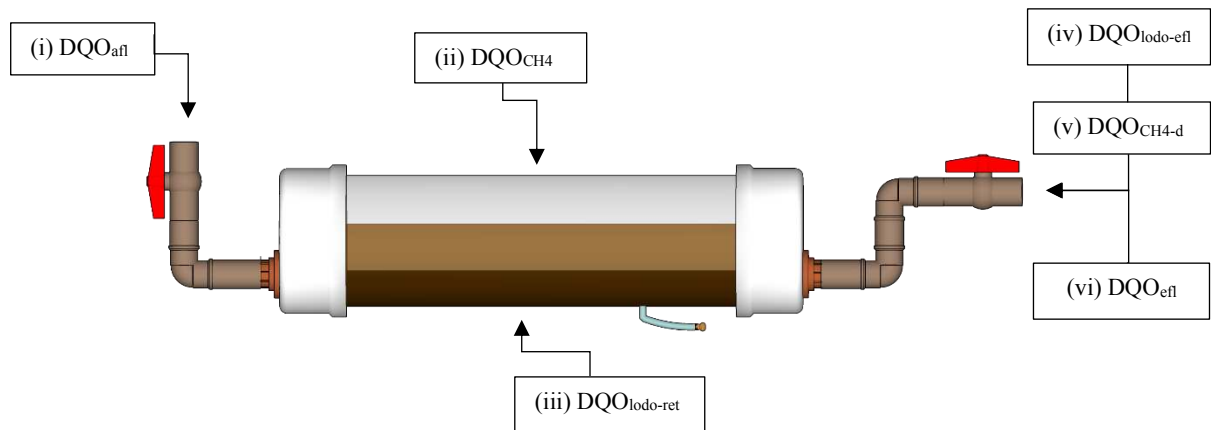


Tabela 5.2 – Equações utilizadas no cálculo das frações do balanço de massa de DQO

Parcelas	Equações	Observações
(i)	$DQO_{\text{afl}} = Q \times C_{\text{afl-tot}}$	$DQO_{\text{afl}}$ = massa diária de DQO na entrada do biodigestor ( $\text{kg d}^{-1}$ ) $Q$ = volume diário de alimentação ( $\text{m}^3 \text{d}^{-1}$ ); $C_{\text{afl-tot}}$ = concentração de DQO total no efluente de entrada ( $\text{kg m}^{-3}$ ).

(ii) <sup>1</sup>	$Q_{\text{CH}_4\text{-CNTP}} = Q_{\text{biogás-CNTP}} \times \% \text{CH}_4$ $\text{DQO}_{\text{CH}_4} = \frac{Q_{\text{CH}_4\text{-CNTP}} \times P \times K_{\text{DQO}} \times 1.000}{R \times (273 + T)}$	<p><math>Q_{\text{CH}_4\text{-CNTP}}</math> = produção volumétrica de metano (<math>\text{m}^3 \text{d}^{-1}</math>);  <math>Q_{\text{biogás-CNTP}}</math> = produção volumétrica de biogás (<math>\text{m}^3 \text{d}^{-1}</math>).  <math>\% \text{CH}_4</math> = composição de metano no biogás;  <math>\text{DQO}_{\text{CH}_4}</math> = massa diária de DQO convertida em metano (<math>\text{kg DQO}_{\text{lodo}} \text{d}^{-1}</math>);  <math>T</math> = temperatura da biomassa residente (<math>^{\circ}\text{C}</math>);  <math>P</math> = pressão atmosférica local (<math>0,937 \text{ atm}</math>);  <math>K_{\text{DQO}}</math> = DQO correspondente a um mol de <math>\text{CH}_4</math> (<math>0,064 \text{ kg DQO}_{\text{CH}_4} \text{mol}^{-1}</math>);  <math>R</math> = constante dos gases (<math>0,08206 \text{ atm L mol}^{-1} \text{K}^{-1}</math>).</p>
(iii) <sup>2</sup>	$\text{DQO}_{\text{lodo-ret}} = \left[ \frac{(\text{STV}_{t_2} - \text{STV}_{t_1})}{t_2 - t_1} \right] \times K$	<p><math>\text{DQO}_{\text{lodo-ret}}</math> = massa diária de DQO convertida em biomassa e retida no reator (<math>\text{kg d}^{-1}</math>);  <math>\text{STV}</math> = sólidos voláteis totais (<math>\text{kg m}^{-3}</math>);  <math>t_1</math> = tempo inicial (d)  <math>t_2</math> = tempo final (d)  <math>K</math> = coeficiente empírico (<math>\text{kg DQO}_{\text{lodo}} \text{kg STV}_{\text{remov}}^{-1}</math>) (<math>\text{HF}_w = 0,03</math> e <math>\text{HF}_{w/o} = 0,36</math>).</p>
(iv)	$\text{DQO}_{\text{lodo-efl}} = Q \times (C_{\text{efl-tot}} - C_{\text{efl-sol}})$	<p><math>\text{DQO}_{\text{lodo-efl}}</math> = massa diária de DQO convertida em lodo e perdida com o efluente (<math>\text{kg d}^{-1}</math>);  <math>C_{\text{efl-tot}}</math> = concentração de DQO total no efluente de saída (<math>\text{kg m}^{-3}</math>)  <math>C_{\text{efl-sol}}</math> = concentração de DQO solúvel no efluente de saída (<math>\text{kg m}^{-3}</math>).</p>

(v) <sup>1,2</sup>	$[\text{CH}_4]_d = \frac{[\text{CH}_4]_g \times [d \times V_{\text{gas}} + (P - P_V) \times K_H \times V_L]}{V_L}$ $\text{DQO}_{\text{CH}_4-d} = [\text{CH}_4]_d \times Q \times f_{\text{CH}_4}$	<p><math>[\text{CH}_4]_d</math> = concentração de metano dissolvido no efluente de saída (<math>\text{kg m}^{-3}</math>);</p> <p><math>[\% \text{CH}_4]_g</math> = concentração percentual de metano no headspace da seringa (%)</p> <p><math>d</math> = densidade do metano (<math>\text{mg L}^{-1}</math>, em função da temperatura ambiente);</p> <p><math>V_{\text{gas}}</math> = volume do headspace na seringa (30 mL);</p> <p><math>P_V</math> = pressão de vapor da água (atm, em função da temperatura ambiente);</p> <p><math>K_H</math> = constante de Henry do metano (<math>\text{mg L}^{-1} \text{atm}^{-1}</math>, em função da temperatura ambiente e da pressão);</p> <p><math>V_L</math> = volume do líquido na seringa (30 mL);</p> <p><math>\text{DQO}_{\text{CH}_4-d}</math> = massa diária de DQO convertida em metano dissolvido no efluente (<math>\text{kg d}^{-1}</math>);</p> <p><math>f_{\text{CH}_4}</math> = fator de conversão da massa de metano em massa de DQO (<math>4 \text{ kg DQO kg CH}_4^{-1}</math>).</p>
(vi)	$\text{DQO}_{\text{efl}} = Q \times C_{\text{efl-sol}}$	<p><math>\text{DQO}_{\text{efl}}</math> = massa diária de DQO não convertida e perdida no efluente (<math>\text{kg d}^{-1}</math>)</p> <p><math>C_{\text{efl-sol}}</math> = concentração de DQO solúvel no efluente de saída (<math>\text{kg m}^{-3}</math>)</p>

<sup>1</sup>Lobato et al. (2012); <sup>2</sup>Souza (2010).

### 5.2.5. Análise estatística dos dados

Os dados foram avaliados por meio de estatística descritiva, considerando-se a média, mediana, máximo, mínimo, desvio padrão e eficiência de remoção (%). A eficiência de remoção foi calculada a partir da Equação (5.6) e, para o cálculo da eficiência total, considerou-se a média das eficiências registradas durante a amostragem.

$$E (\%) = \frac{C_{\text{af}} - C_{\text{ef}}}{C_{\text{af}}} \times 100 \quad (5.6)$$

Gráficos Box-and-whisker (boxplots) foram construídos para apresentar as taxas de hidrólise e metanogênese, as concentrações de metano dissolvido e as parcelas do balanço de massa de DQO.

Além disso, os dados de pH, temperatura, alcalinidade total, relação AI/AP, DQO (total e solúvel), sólidos (totais e voláteis) e a produção de biogás e metano dos reatores foram analisados por meio do teste estatístico de Mann-Whitney, com correção de Bonferroni (a nível de significância de 5%), para verificar a existência de diferença entre os reatores nas fases I e II.

O teste não-paramétrico foi selecionado, visto que a maioria dos dados não se enquadraram nos pressupostos de normalidade (Teste de Shapiro-Wilk), homogeneidade (Teste de Levene) e ausência de *outliers* (dados menores que o primeiro quartil (Q1) menos 1,5 vezes o intervalo interquartil (IQR) ou maior que o terceiro quartil (Q3) mais 1,5 vezes o IQR). As análises estatísticas foram realizadas no software R, versão 4.2.2.

### **5.3. Resultados**

#### **5.3.1. Estabilidade e desempenho dos biodigestores**

A caracterização do efluente de saída dos reatores nas Fases I e II pode ser verificada na Tabela 5.3.

Tabela 5.3 – Caracterização efluente dos reatores anaeróbios

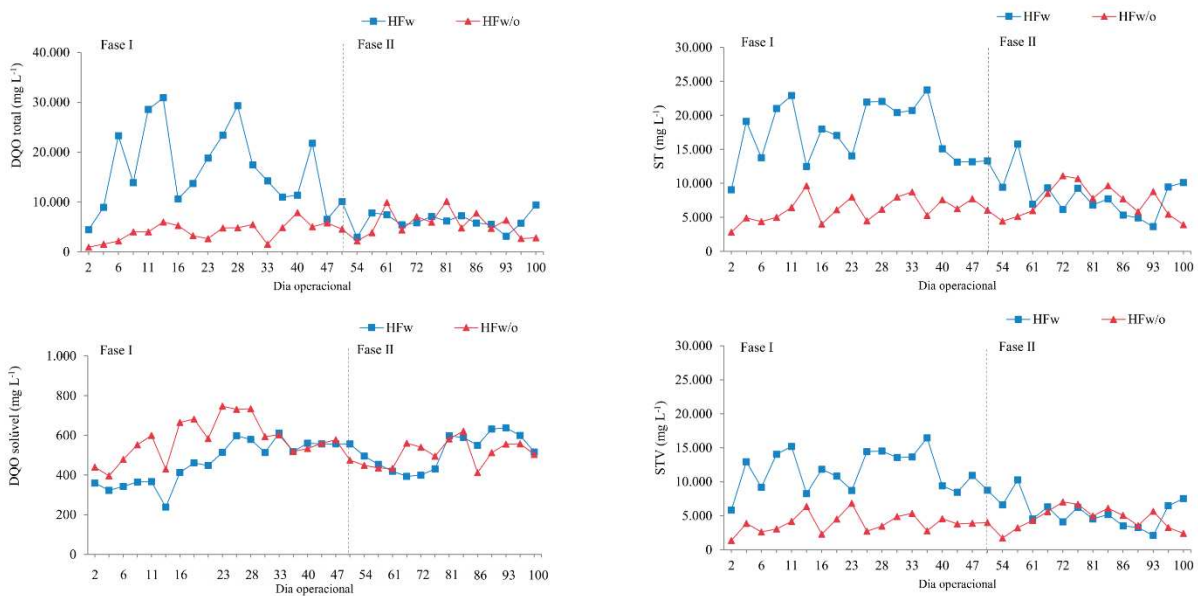
Fase	HF	Statistics	pH	AT	AI/AP	DQO <sub>t</sub>	DQO <sub>s</sub>	ST	STV	STV/ST	% Hidr,	% Met,
I	HF <sub>w</sub>	n	50	17	17	17	18	17	17	17	6	6
		Média	7,10	2.284,94	0,31	16.945	462	17.505	11.658	66,61	13,4	21,5
		Mediana	7,11 <sup>a</sup>	2.295,84 <sup>a</sup>	0,27 <sup>a</sup>	14.228 <sup>b</sup>	488 <sup>b</sup>	17.970 <sup>b</sup>	11.830 <sup>b</sup>	65,96 <sup>b</sup>	8,4 <sup>b</sup>	20,0 <sup>b</sup>
		Máx	7,29	3.185,48	0,66	30.900	611	23.730	16.460	82,85	31,9	35,3
		Mín	6,87	1.680,84	0,07	4.450	239	9.050	5.810	62,15	6,8	15,4
		DP	0,08	386,06	0,14	7.880	107	4.264	2.906	4,43	9,1	6,6
			Eficiência				-41,5	73,1	-20,4	-5,8		
	HF <sub>w/o</sub>	n	50	17	17	17	18	17	17	17	6	6
		Média	7,13	2.111,60	0,29	4.104	579	6.211	3.912	62,21	29,4	34,6
		Mediana	7,12 <sup>a</sup>	2.123,65 <sup>a</sup>	0,26 <sup>a</sup>	4.794 <sup>a</sup>	581 <sup>a</sup>	6.195 <sup>a</sup>	3.870 <sup>a</sup>	60,69 <sup>a</sup>	31,1 <sup>a</sup>	35,0 <sup>a</sup>
		Máx	7,32	2.525,42	0,59	7.874	747	9.650	6.835	85,54	45,7	45,4
		Mín	6,92	1.740,87	0,12	925	396	2.820	1.360	48,23	13,4	24,3
		DP	0,09	156,77	0,13	1.824	102	1.807	1.390	9,33	11,4	7,7
			Eficiência				64,8	66,4	58,8	65,7		
II	HF <sub>w</sub>	n	49	14	14	14	14	14	14	14	5	6
		Média	6,88	1.471,85	0,32	6.399	519	8.440	5.671	66,78	13,3	17,9
		Mediana	6,90 <sup>b</sup>	1.446,66 <sup>b</sup>	0,32 <sup>a</sup>	6.002 <sup>a</sup>	533 <sup>a</sup>	8.500 <sup>a</sup>	5.720 <sup>a</sup>	66,82 <sup>b</sup>	11,8 <sup>a</sup>	18,3 <sup>a</sup>
		Máx	7,03	1.860,93	0,50	10.066	638	15.780	10.270	74,48	28,8	32,6
		Mín	6,67	1.231,20	0,19	2.927	393	3.630	2.110	58,13	2,7	3,5
		DP	0,08	182,20	0,08	1.935	84	3.161	2.151	3,31	9,0	10,6
			Eficiência				52,9	65,2	42,8	50,8		
	HF <sub>w/o</sub>	n	49	14	14	14	14	14	14	14	7	7
		Média	6,96	1.613,05	0,26	5.504	510	7.222	4.544	62,16	21,8	26,8
		Mediana	6,97 <sup>a</sup>	1.610,69 <sup>a</sup>	0,26 <sup>a</sup>	4.743 <sup>a</sup>	509 <sup>a</sup>	6.880 <sup>a</sup>	4.637 <sup>a</sup>	63,34 <sup>a</sup>	20,0 <sup>a</sup>	23,3 <sup>a</sup>
		Máx	7,08	1.785,24	0,44	10.159	621	11.110	7.045	72,18	40,3	46,5
		Mín	6,76	1.415,88	0,14	2.172	412	3.925	1.710	38,56	7,2	10,7
		DP	0,07	95,11	0,08	2.417	61	2.218	1.548	7,15	9,9	10,9
			Eficiência				56,3	65,1	53,8	63,8		

n: número de amostras; DP: desvio padrão; AT: alcalinidade total; AI/AP: razão alcalinidade intermediária e alcalinidade parcial; DQO<sub>t</sub>: demanda química de oxigênio total; DQO<sub>s</sub>: demanda química de oxigênio solúvel; ST: sólidos totais; STV: sólidos voláteis; STV/ST: relação sólidos voláteis e sólidos totais; % Hidr: taxa de hidrólise; % Met: taxa de metanogênese. As letras representam diferenças significativas entre os tratamentos, pelo teste de Mann-Whitney.

De acordo com os dados da Tabela 5.3, o pH efluente dos reatores não apresentou diferenças estatísticas entre si durante a fase I, e, neste período, registrou medianas acima de 7,10. Entretanto, na fase II, o pH do reator com agitação (HF<sub>w</sub>) foi significativamente distinto do pH do reator sem agitação (HF<sub>w/o</sub>), com medianas abaixo de 6,90. A alcalinidade total nos reatores apresentou comportamento similar e sem diferença significativa durante a fase I, com medianas acima de 2.000 mg L<sup>-1</sup>. Entretanto, na fase II, os valores medianos de HF<sub>w</sub> foram significativamente distintos de HF<sub>w/o</sub>, estando abaixo de 1.500 mg L<sup>-1</sup>. Já a relação AI/AP dos reatores esteve próxima em ambas as fases e com uma mediana < 0,40, sem diferenças estatísticas durante toda a operação.

A Figura 5.3 apresenta as concentrações de DQO total, DQO solúvel, sólidos totais e voláteis dos reatores durante a operação.

Figura 5.3 – Gráficos temporais de DQO total e solúvel e sólidos totais e voláteis



HF<sub>w</sub>: com agitação; HF<sub>w/o</sub>: sem agitação.

Primeiramente, vale destacar que a ARS de alimentação utilizada no experimento tem como constituinte um substrato com elevada biodegradabilidade (STV/ST = 78.8%) e fração particulada (86.7%). Assim, durante a fase I, a eficiência de remoção da matéria orgânica particulada (DQO total e sólidos totais e voláteis) pode ser associada à presença/ausência de agitação. Para esta fase, HF<sub>w/o</sub> apresentou eficiências de DQO total, TS e TVS positivas (> 58%). Já o HF<sub>w</sub> não apresentou eficiência para os 3 parâmetros, com concentrações maiores no efluente de saída que no de entrada, e significativamente distintas de HF<sub>w/o</sub>. Entretanto, durante

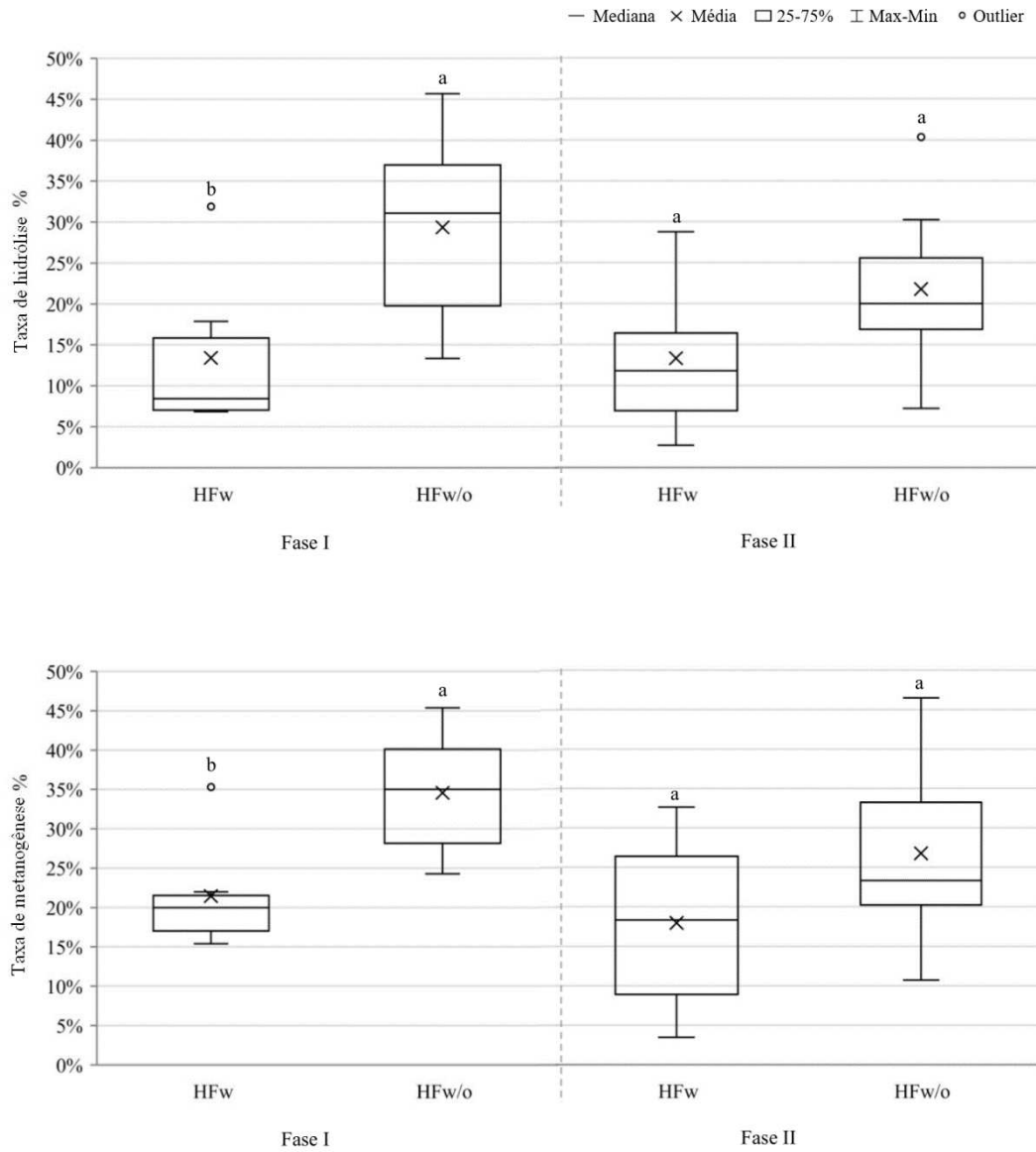
a fase II, as concentrações de DQO total, ST e STV no efluente de saída de HF<sub>w</sub> caíram, e, como consequência, as eficiências de remoção foram positivas e passaram a registrar valores acima de 50%. Nesta fase, as medianas das concentrações dos parâmetros em ambos os tratamentos não apresentaram diferenças estatísticas entre si ( $p > 0.05$ ).

Após o tratamento, o efluente de HF<sub>w</sub> em ambas as fases permaneceu com uma maior biodegradabilidade ( $> 66.0\%$ ), em comparação com HF<sub>w/o</sub> ( $< 63.5\%$ ) ( $p \leq 0.05$ ), com parte da biomassa ativa sendo lavada do reator pelo funcionamento das pás giratórias.

Por fim, no que tange à DQO solúvel da fase I, o efluente de saída de HF<sub>w</sub> registrou menores concentrações, em comparação com HF<sub>w/o</sub>, sendo estas significativamente diferentes entre si ( $p \leq 0,05$ ). Já na fase II, as concentrações de DQO solúvel na saída dos reatores HF<sub>w</sub> e HF<sub>w/o</sub> não registraram diferenças significativas.

As taxas de hidrólise e metanogênese foram maiores para HF<sub>w/o</sub> na fase I ( $p \leq 0,05$ ), e, mesmo mantendo valores maiores na fase II, não houve diferença estatística das taxas nos reatores, como mostra a Figura 5.4. Além disso, a metanogênese teve maior destaque em comparação com a hidrólise, registrando maiores taxas durante toda a operação.

Figura 5.4 - Taxas de hidrólise e metanogênese nos biodigestores (Fase I e II)



OBS: Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas; HF<sub>w</sub>: com agitação; HF<sub>w/o</sub>: sem agitação.

### 5.3.2. Produção e composição do biogás

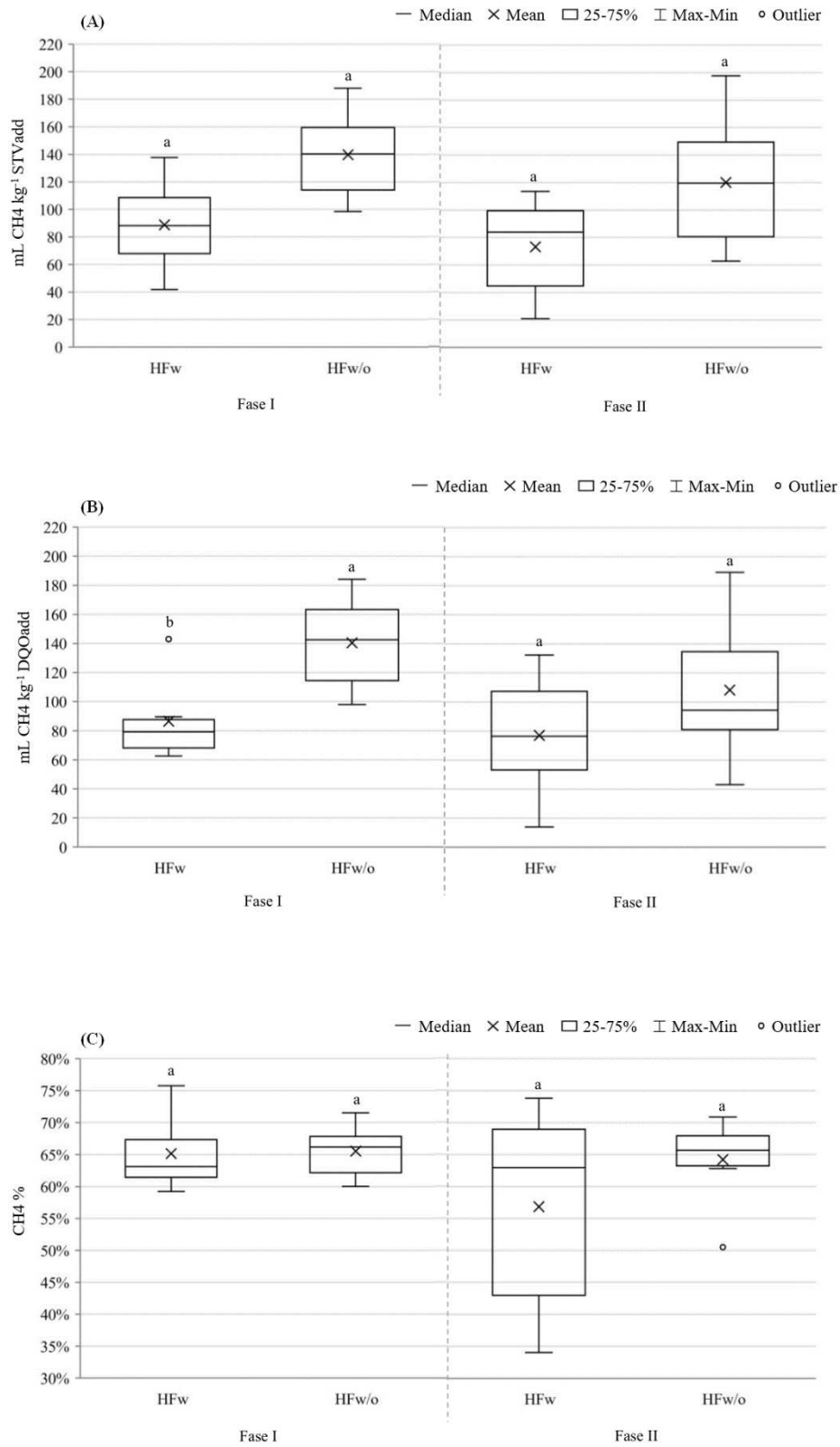
A Tabela 5.4 apresenta os dados de concentração de CH<sub>4</sub> no biogás, rendimento específico de biogás e metano para cada um dos reatores, em ambas as fases. Suas variações durante a Fase II podem ser verificadas na Figura 5.5.

Tabela 5.4 – Rendimento específico de biogás e metano (CH<sub>4</sub>) nos reatores anaeróbios durante as fases de operação

Rendimento	Fase I		Fase II	
	HF <sub>w</sub>	HF <sub>w/o</sub>	HF <sub>w</sub>	HF <sub>w/o</sub>
L kg <sup>-1</sup> <sub>STV<sub>apl</sub></sub>	129.2 ± 48.9 (7) <sup>b</sup>	200.1 ± 56.4 (7) <sup>a</sup>	115.1 ± 46.8 (8) <sup>b</sup>	183.1 ± 55.3 (8) <sup>a</sup>
L kg <sup>-1</sup> <sub>DQO<sub>apl</sub></sub>	129.5 ± 26.8 (7) <sup>b</sup>	205.6 ± 37.1 (7) <sup>a</sup>	103.9 ± 58.5 (8) <sup>a</sup>	158.5 ± 59.1 (8) <sup>a</sup>
L CH <sub>4</sub> kg <sup>-1</sup> <sub>STV<sub>apl</sub></sub>	88.8 ± 31.4 (6) <sup>a</sup>	139.7 ± 30.9 (6) <sup>a</sup>	73.2 ± 34.3 (6) <sup>a</sup>	120.0 ± 47.5 (7) <sup>a</sup>
L CH <sub>4</sub> kg <sup>-1</sup> <sub>DQO<sub>apl</sub></sub>	86.5 ± 26.9 (6) <sup>b</sup>	140.4 ± 31.2 (6) <sup>a</sup>	77.1 ± 40.0 (6) <sup>a</sup>	108.3 ± 44.8 (7) <sup>a</sup>
% v/v	65.2 ± 5.6 (6) <sup>a</sup>	65.5 ± 4.0 (6) <sup>a</sup>	56.9 ± 15.8 (6) <sup>a</sup>	64.2 ± 6.3 (7) <sup>a</sup>

Média ± DP (número de amostras); STV<sub>apl</sub>: STV aplicado; DQO<sub>apl</sub>: DQO aplicada; HF<sub>w</sub>: HF com agitação; HF<sub>w/o</sub>: HF sem agitação.

Figura 5.5 – (A) Rendimento de metano por STV aplicado; (B) Rendimento de metano por DQO aplicada; (C) Concentração de metano no biogás.



HF<sub>w</sub>: HF com agitação; HF<sub>w/o</sub>: HF sem agitação.

O rendimento de biogás e CH<sub>4</sub> em termos de matéria orgânica introduzida (STV e DQO aplicada) foi maior para HF<sub>w/o</sub>, em comparação com HF<sub>w</sub>. Já a composição do biogás, em termos de metano (%v/v), apresentou medianas acima de 60% em ambos os reatores nas Fases I e II, sem diferenças estatísticas. É esperado que o biogás gerado pela digestão anaeróbia de ARS alcance valores entre 60-70% (NAGY; WOPERA, 2012).

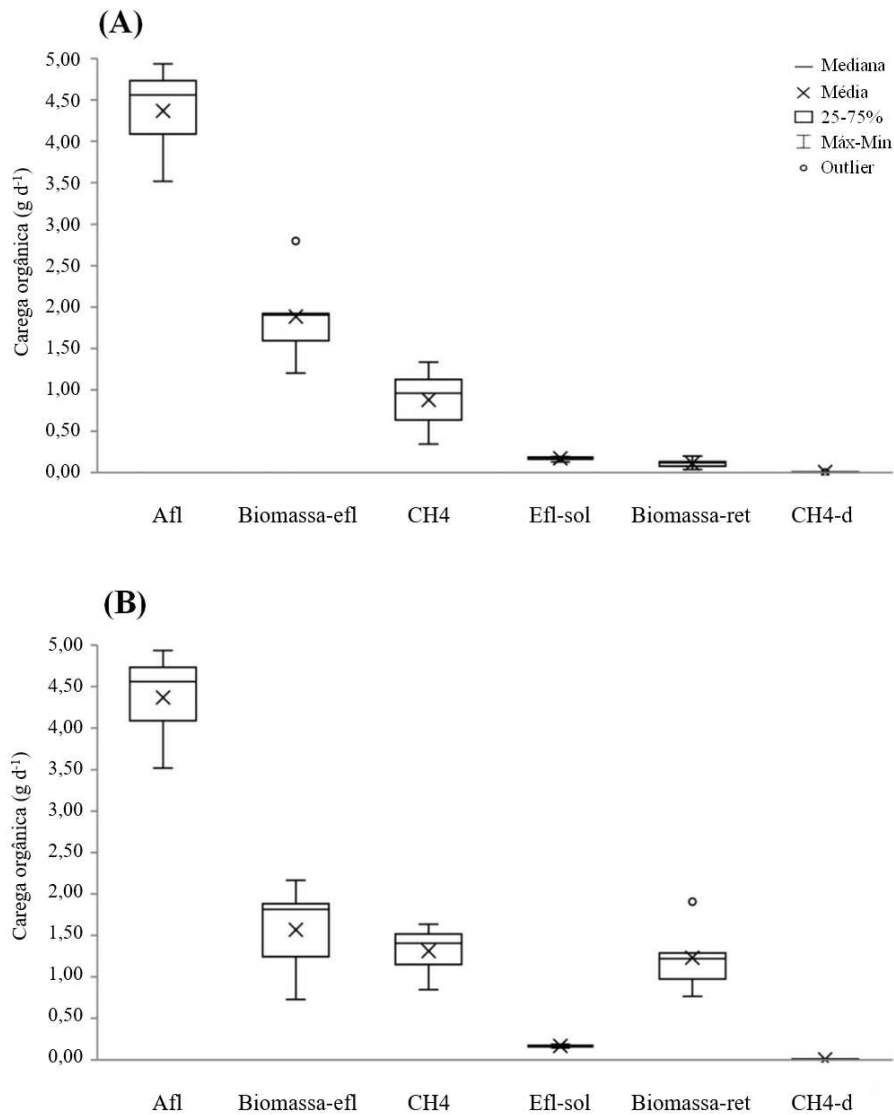
### 5.3.3. Balanço de massa

A Tabela 5.5 apresenta o balanço de massa de DQO dos reatores na fase II, período mais estável da operação, enquanto a Figura 5.6 apresenta a variação das parcelas do balanço em boxplots (g L<sup>-1</sup>)

Tabela 5.5 – Balanço de massa de DQO de ARS

Parcelas do balanço		HF <sub>w</sub>		HF <sub>w/o</sub>	
		Carga de DQO (g d <sup>-1</sup> )	Fração (%)	Carga de DQO (g d <sup>-1</sup> )	Fração (%)
Afluente	Particulada	3,791	-	3,791	-
	Solúvel	0,577	-	0,577	-
Efluente solúvel	Convertida	0,172	4,1	0,166	3,9
	Não convertida	4,196	95,9	4,202	96,1
Biomassa	No efluente	1,885	43,5	1,567	36,9
	No biodigestor	0,113	2,6	1,231	27,8
CH <sub>4</sub>	No biogás	0,881	20,8	1,311	31,0
	Dissolvido	0,0086	0,20	0,0071	0,17
Total			71,2		99,8

HF<sub>w</sub>: HF com agitação; HF<sub>w/o</sub>: HF sem agitação.

Figura 5.6 – Balanço de massa de DQO (A) HF<sub>w</sub>; (B) HF<sub>w/o</sub>

Afl: carga de DQO afluente; Biomassa-efl: carga de DQO convertida em lodo e perdida com o efluente; CH<sub>4</sub>: carga de DQO convertida em metano no biogás; Efl-sol: carga de DQO não convertida e perdida no efluente; Biomassa-ret: carga de DQO convertida em lodo anaeróbico e retida no reator; CH<sub>4</sub>-d: carga de DQO convertida em metano e dissolvida no efluente

Como exposto anteriormente, a ARS possuía uma DQO com elevada parcela particulada, e a partir da divisão entre DQO particulada e solúvel, observa-se que a fração particulada do efluente representou 86,7% do substrato, enquanto 13,3% deste se encontrava em sua forma solúvel.

Na saída dos reatores, a DQO solúvel representou apenas 4,1% para o HF<sub>w</sub> e 3,9% para HF<sub>w/o</sub>. Ou seja, cerca de 28-30% da DQO solúvel que entrou nos reatores não foi consumida e foi perdida no efluente.

Dentre os reatores, o HF<sub>w/o</sub> apresentou a maior produção de metano no biogás (31,0%), com uma retenção de biomassa de 27,8% da DQO total de entrada. Em relação ao HF<sub>w</sub>, apesar

de apenas 2,6% da DQO de entrada ter sido retida como biomassa, nesta condição obteve-se uma produção de metano no biogás de 20,8%. Além disso, cerca de 43% do lodo produzido foi perdido no efluente de saída.

A DQO referente ao metano dissolvido no efluente de saída foi a menor das parcelas do balanço de massa em ambos os biodigestores, contabilizando 0,20% e 0,17% da DQO de entrada em  $HF_w$  e  $HF_{w/o}$ , respectivamente. A solubilidade teórica do metano, com base nas concentrações registradas no biogás, foi de 11,7 mg L<sup>-1</sup> para o  $HF_w$  e de 12,4 para o  $HF_{w/o}$ , enquanto a concentração experimental foi de 8,9 e 7,5 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. Ou seja, as concentrações encontradas neste experimento não apresentaram um grau de saturação acima de 1.

O balanço de massa de  $HF_w$  fechou em 71,2%, enquanto  $HF_{w/o}$  pôde se aproximar dos 100%, fechando em 99,8%.

## 5.4. Discussão

### 5.4.1. Estabilidade da digestão anaeróbia nos biodigestores (fases I e II)

Em relação aos indicadores de estabilidade da digestão anaeróbia (pH, alcalinidade e razão AI/AP), houve condições favoráveis à digestão anaeróbia e ao crescimento das arqueias metanogênicas em ambas as fases, com pH médio entre 6,8 – 7,4, alcalinidade total média na faixa de 1.000 – 3.000 mg CaCO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup> e razão AI/AP média menor que 0,4 para todos os biodigestores (LOURINHO; RODRIGUES; BRITO, 2020; MARTÍN-GONZÁLEZ; FONT; VICENT, 2013). Dessa forma, por mais que houvesse a constante ressuspensão local de biomassa ativa no  $HF_w$ , o processo decorreu sem alterações bruscas.

Como o preparo da ARS foi feito apenas pela diluição do dejetos sólido coletado das baias dos suínos em água destilada, a ausência de urina, água de lavagem e restos de ração pode ter contribuído para uma menor alcalinidade no substrato de alimentação. Ou seja, infere-se que a alcalinidade dos reatores foi mais dependente do próprio fornecimento de alcalinidade da ARS. Esta hipótese é reforçada pela queda gradual de AT ao longo da fase II, porém sem o comprometimento da capacidade tamponante dos sistemas.

Além disso, a presença da agitação intermitente em  $HF_w$  resultou em um efluente com pH mais reduzido e relações AI/AP mais elevadas, em comparação a  $HF_{w/o}$ . Wang et al., (2019) também observaram um pH menor em biodigestor com mistura intermitente, quando comparado a um biodigestor sem mistura, no tratamento de águas residuárias de bovinocultura ( $p \leq 0,05$ ). Além disso, em UASB tratando águas residuárias de suinocultura, Rodrigues et al.,

(2014) observaram que, mesmo no período inicial e em situações com baixas eficiências de remoção de DQO, a razão AI/AP média registrada esteve abaixo de 0,40. Dessa forma, os reatores foram capazes de manter a estabilidade da digestão anaeróbia em todo período de operação.

#### 5.4.2. Desempenho dos biodigestores com e sem agitação na fase I

Antes do início da operação, os dois reatores foram aclimatados com as mesmas condições, isto é, sem agitação mecânica. Neste período, a retenção de biomassa ocorreu para que os biodigestores mantivessem uma quantidade inicial similar de lodo anaeróbio.

Com o decorrer da operação e o monitoramento contínuo dos parâmetros ao longo do tempo, ficou claro que houve a existência de duas fases operacionais distintas dentro da operação, intituladas de fase I e fase II. A fase I foi definida pela retirada da biomassa que estava próxima às pás giratórias do HF<sub>w</sub>, e isso fez com que o efluente de saída apresentasse elevadas concentrações de DQO total, sólidos totais e sólidos totais voláteis, ao contrário de HF<sub>w/o</sub>, que manteve os sólidos no interior do reator por meio da sedimentação.

Dentre os estágios da digestão anaeróbia (hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese), a hidrólise usualmente é a fase limitante da velocidade do processo em efluentes de suinocultura (LI; CHEN; WU, 2019), visto que a proteína, um dos seus principais componentes, é hidrolisada a menores taxas que os carboidratos (ZHANG et al., 2023). A proximidade das duas primeiras pás no HF<sub>w</sub> tinha como objetivo estimular um maior contato entre o substrato e a biomassa para aumentar a degradação do material particulado e, como consequência, aumentar a taxa de hidrólise. Entretanto, como mostraram os resultados, o HF<sub>w</sub> não apresentou maiores taxas em comparação com HF<sub>w/o</sub>.

De fato, os microrganismos tendem a consumir primeiro a matéria orgânica disponível na forma solúvel, para só depois degradarem o material de maior complexidade. Ribera-Pi et al. (2020) afirmam que, para que a hidrólise ocorra de forma eficiente, é necessário que a biomassa seja mantida no reator. Assim, visto que HF<sub>w/o</sub> manteve uma maior quantidade de biomassa em todo seu perfil, tal hipótese pode ser levantada para as maiores taxas neste reator.

O rendimento de biogás e de metano em termos de STV e DQO aplicada foi menor para o reator com agitação, sendo que o reator sem agitação produziu mais biogás e metano. Vale destacar que a produção reduzida de biogás pode ocorrer como consequência da lavagem da matéria orgânica não degradada, assim como das bactérias ativas necessárias à hidrólise e metanogênese e, em casos extremos, como resultado do distúrbio da comunidade microbiana

(RICO et al., 2011; SUN et al., 2019). Como nesta fase o  $HF_w$  estava se habituando a condição de mistura, a lavagem da biomassa pode ter impedido maiores produções de biogás e metano, assim como menores taxas de hidrólise e metanogênese.

#### 5.4.3. Desempenho dos biodigestores com e sem agitação na Fase II

Com o fim da fase I no dia 50 de operação e o estabelecimento da fase II, o reator com agitação começou a registrar remoções de ST, STV e DQO similares ao reator sem agitação. Isso mostra que o  $HF_w$  se habituou ao sistema de agitação aplicado, com áreas definidas para a concentração de biomassa (entre as pás giratórias) e para a distribuição do substrato (local das pás).

Em experimento com reator BLC em escala de bancada com recirculação do efluente, Bonugli-Santos et al., (2022) mostraram que, após uma operação de 75 dias, o reator alcançou eficiência de remoção de DQO total de 82,6%. Em outros estudos, a remoção de DQO total para reatores com agitação intermitente estiveram na faixa de 37%-57% (KARIM et al., 2005; WANG et al., 2019), valores próximos aos encontrados por esta pesquisa durante a fase II. Já para a remoção de sólidos, Karim et al., (2005) obtiveram eficiências em reatores com agitação que variaram de 37-40% e 50-63% para ST e STV, respectivamente. Isso mostra a importância da existência de maiores períodos para a consolidação do processo de digestão anaeróbia com agitação. Além disso, as condições empregadas por este experimento (baixa COV e alto TRH) também poderiam ter contribuído para eficiências mais elevadas, no final da fase II.

O balanço de massa de DQO da fase II reforçou a importância da retenção da biomassa no biodigestor para a conversão da matéria orgânica em  $CH_4$ . Como a DQO prontamente disponível na ARS era baixa, a produção de metano só poderia resultar de uma alta taxa de hidrólise no reator. As investigações conduzidas por Kinyua et al., (2014) e Massé et al., (2013) também apontaram para a mesma direção: biodigestores com maiores tempos de retenção de sólidos são capazes de aumentar a produção de metano, principalmente quando o acúmulo acontece à montante e em reatores com elevados TRHs.

Entretanto, um resultado interessante foi observado no  $HF_w$  durante a fase II. Apesar do biodigestor não ter alcançado maiores rendimentos de metano que  $HF_{w/o}$ , os dados não mostraram diferença significativa na produção de metano (em termos de DQO e STV aplicado) e a agitação intermitente conseguiu manter a produção de biogás associada a retirada de uma parte da biomassa. Em BLCs, essa prática pode ser benéfica visto que o acúmulo de lodo anaeróbio nestes reatores pode reduzir seu volume útil, aumentar os custos de manuseio de lodo

e influenciar os padrões de escoamento hidrodinâmico (ALVARADO et al., 2012). Dessa forma, a retirada de biomassa no reator com uma agitação que evite o acúmulo excessivo de lodo pode garantir menor demanda operacional e aumento de sua vida útil, mesmo que isso resulte em uma menor produção volumétrica de CH<sub>4</sub>.

Ao contrário dos resultados desta pesquisa, muitos estudos da literatura registraram maiores rendimentos de biogás e CH<sub>4</sub> em reatores com mistura, em comparação com reatores sem mistura. De fato, a introdução de um substrato que necessite de maiores tempos de degradação, como substratos particulados, irá resultar em produções de metano menores do que em condições otimizadas (LI; CHEN; WU, 2019). Assim, Leite et al., (2023) operaram um biodigestor com recirculação intermitente, alimentado com água residuária de suinocultura e casca de arroz, e obtiveram rendimento de 62,30 L CH<sub>4</sub> kg<sup>-1</sup> STV<sub>apl</sub>, comparado a outro biodigestor sem agitação, o qual registrou um rendimento de 53,60 L CH<sub>4</sub> kg<sup>-1</sup> STV<sub>apl</sub>. Gómez et al., (2019) operaram 4 biodigestores de fluxo em pistão em escala piloto, variando a taxa de recirculação de ARS e concentrações de ST, e obtiveram produções médias que variaram de 290-150 L CH<sub>4</sub> kg<sup>-1</sup> STV.

Por mais que a produção não tenha se assemelhado entre os reatores, os resultados mostraram que a composição do biogás foi satisfatória para ambos os casos, com concentrações de CH<sub>4</sub> acima de 60%. Yang and Deng, (2020) encontraram resultados semelhantes ao deste estudo, sendo que o biogás gerado por um reator com mistura mecânica apresentou composição de metano de 60,9% enquanto o reator sem mistura obteve uma composição de metano no biogás de 60,2%.

Outro ponto de destaque da pesquisa foi que o metano gerado nos reatores não apresentou alta solubilidade no efluente. Yeo e Lee, (2013) avaliaram o efeito da retenção de biomassa (TRS) na concentração de metano dissolvido em um AnMBR em escala de laboratório, e revelaram que um TRS maior pode diminuir a concentração de CH<sub>4</sub> no efluente do reator e melhorar o rendimento de metano no biogás. A maioria das pesquisas com metano dissolvido foram realizadas com esgoto doméstico (RAMOS et al., 2021; SOUZA; CHERNICHARO; MELO, 2012), o qual apresenta menores cargas de DQO na entrada de sistemas anaeróbios e maiores frações solúveis. Assim, a solubilidade do metano é facilitada. Nesta pesquisa, a existência de um efluente de entrada com altas concentrações de DQO e sólidos, associado a um reator com elevado TRH, impediram que a fração de metano dissolvido no balanço fosse alta.

Outras possíveis razões para os resultados encontrados podem estar associadas ao tipo de agitação empregada (porventura, uma agitação intermitente com maior espaçamento fosse

mais apropriada para evitar o distúrbio inicial na retenção de biomassa ativa), às características da água residuária (menores concentrações de DQO solúvel) e até mesmo às condições hidráulicas do reator utilizado (baixas COVs e altos TRHs).

Ainda assim, entende-se que o uso da agitação mecânica intermitente facilitou a retirada de parte do lodo estabilizado sem comprometer a produção de metano. Com isso, as unidades de pós-tratamento seriam responsáveis pela retenção de lodo excedente, o que evita a necessidade de intervenções no reator, pela introdução de bombas para a retirada de lodo acumulado na base dos digestores.

### 5.5. Conclusão

A partir dos resultados obtidos, conclui-se que a introdução da agitação intermitente em um HF no tratamento de águas residuárias de suinocultura é uma oportunidade para aprimorar a automação de biodigestores horizontais, como o BLC. Apesar da agitação não ter resultado em um efluente com menores concentrações de DQO e sólidos, e uma maior produção de metano que o reator controle, este apresentou bons resultados durante a fase II. Além disso, os indicadores de estabilidade da digestão anaeróbia (pH, AT e relação AI/AP) confirmaram que a agitação não comprometeu o processo bioquímico durante a operação, mesmo com a retirada inicial de biomassa.

Além do mais, o balanço de massa de DQO foi capaz de sintetizar a rota de conversão da matéria orgânica nos biodigestores, sendo que a conversão de DQO em CH<sub>4</sub> no biogás foi mais eficiente no biodigestor que possuía uma maior retenção de sólidos em forma de biomassa retida.

Outro aspecto positivo foi a ínfima fração de metano dissolvido no efluente dos biodigestores, o que mostra que essa perda é quase inexistente em biodigestores como o BLC, os quais usualmente operam com a entrada de um substrato com elevadas concentrações de sólidos e matéria orgânica, baixas COVs e elevados TRHs.

### 5.6. Referências bibliográficas

ALVARADO, A.; SANCHEZ, E.; DURAZNO, G.; VESVIKAR, M.; NOPENS, I. CFD analysis of sludge accumulation and hydraulic performance of a waste stabilization pond. **Water Science and Technology**, v. 66, n. 11, p. 2370–2377, 2012.

APHA. **Standard methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23rd. ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2017.

- ARIKAN, O. A.; MULBRY, W.; LANSING, S. Effect of temperature on methane production from field-scale anaerobic digesters treating dairy manure. **Waste Management**, v. 43, p. 108–113, 2015.
- BONUGLI-SANTOS, R. C.; MARTERES, T. J.; LUIZ, F. N.; SOMER, J. G.; MARI, Â. G.; PASSARINI, M. R. Z. Prolonged acetogenic phase and biological succession during anaerobic digestion using swine manure. **Folia Microbiologica**, v. 67, n. 5, p. 733–745, 2022.
- CÂNDIDO, D.; BOLSAN, A. C.; HOLLAS, C. E.; VENTURIN, B.; TÁPPARO, D. C.; BONASSA, G.; ANTES, F. G.; STEINMETZ, R. L. R.; BORTOLI, M.; KUNZ, A. Integration of swine manure anaerobic digestion and digestate nutrients removal/recovery under a circular economy concept. **Journal of Environmental Management**, v. 301, n. 113825, 2022.
- CHERNICHARO, C. A. L. **Anaerobic Reactors**. 1. ed. London: IWA Publishing, 2007.
- CZEPIEL, P. M.; CRILL, P. M.; HARRISS, R. C. Methane Emissions from Municipal Wastewater Treatment Processes. **Environmental Science and Technology**, v. 27, n. 12, p. 2472–2477, 1993.
- DU, R.; HU, Y.; NITTA, S.; JI, J.; LI, Y. Y. Material mass balance and elemental flow analysis in a submerged anaerobic membrane bioreactor for municipal wastewater treatment towards low-carbon operation and resource recovery. **Science of The Total Environment**, v. 852, p. 158586, 2022.
- DUAN, N.; ZHANG, D.; LIN, C.; ZHANG, Y.; ZHAO, L.; LIU, H.; LIU, Z. Effect of organic loading rate on anaerobic digestion of pig manure: Methane production, mass flow, reactor scale and heating scenarios. **Journal of Environmental Management**, v. 231, p. 646–652, 2019.
- GHANIMEH, S.; KHALIL, C. A.; STOECKLEIN, D.; KOMMASOJULA, A.; GANAPATHYSUBRAMANIAN, B. Flow sculpting enabled anaerobic digester for energy recovery from low-solid content waste. **Renewable Energy**, v. 154, p. 841–848, 2020.
- GÓMEZ, D.; RAMOS-SUÁREZ, J. L.; FERNÁNDEZ, B.; MUÑOZ, E.; TEY, L.; ROMERO-GÜIZA, M.; HANSEN, F. Development of a modified plug-flow anaerobic digester for biogas production from animal manures. **Energies**, v. 12, n. 13, p. 2628, 2019.
- HOLLAS, C. E. *et al.* The potential of animal manure management pathways toward a circular economy: a bibliometric analysis. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, n. 49, p. 73599–73621, 2022.
- KARIM, K.; HOFFMANN, R.; KLASSON, K. T.; AL-DAHMAN, M. H. Anaerobic digestion of animal waste: Effect of mode of mixing. **Water Research**, v. 39, n. 15, p. 3597–3606, 2005.
- KARIYAMA, I. D.; ZHAI, X.; WU, B. Influence of mixing on anaerobic digestion efficiency in stirred tank digesters: A review. **Water Research**, v. 143, p. 503–517, 2018.
- KHALIL, C. A.; ERAKY, M. T.; GHANIMEH, S. Localized mixing of anaerobic plug flow reactors. **Water Research**, v. 204, p. 117588, 2021.

KINYUA, M. N.; CUNNINGHAM, J.; ERGAS, S. J. Effect of solids retention time on the bioavailability of organic carbon in anaerobically digested swine waste. **Bioresource Technology**, v. 162, p. 14–20, 2014.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. do. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia - SC: [s. n.], 2019 a.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. do. **Fundamentos da Digestão Anaeróbia, Purificação do Biogás, Uso e Tratamento do Digestato**. 1. ed. Concórdia - SC: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2019 b.

LEITE, S. A. F.; LEITE, B. S.; FERREIRA, D. J. O.; BA, B. E. L.; DANGELO, J. V. H. The effects of agitation in anaerobic biodigesters operating with substrates from swine manure and rice husk. **Chemical Engineering Journal**, v. 451, p. 138533, 2023.

LI, Y.; CHEN, Y.; WU, J. Enhancement of methane production in anaerobic digestion process: A review. **Applied Energy**, v. 240, p. 120–137, 2019.

LOURINHO, G.; RODRIGUES, L. F. T. G.; BRITO, P. S. D. Recent advances on anaerobic digestion of swine wastewater. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 17, n. 12, p. 4917–4938, 2020.

MARTÍN-GONZÁLEZ, L.; FONT, X.; VICENT, T. Alkalinity ratios to identify process imbalances in anaerobic digesters treating source-sorted organic fraction of municipal wastes. **Biochemical Engineering Journal**, v. 76, p. 1–5, 2013.

MASSÉ, D. I.; GILBERT, Y.; SAADY, N. M. C.; LIU, C. Low-temperature anaerobic digestion of swine manure in a plug-flow reactor. **Environmental Technology**, v. 34, n. 18, p. 2617–2624, 2013.

NAGY, G.; WOPERA, Á. Biogas production from pig slurry - feasibility and challenges. **Materials Science and Engineering**, v. 37, n. 2, p. 65–75, 2012.

PARAJULI, P. **Biogas measurement techniques and the associated errors**. 2011. - University of Jyväskylä, [s. l.], 2011.

PEU, P.; SASSI, J. F.; GIRAULT, R.; PICARD, S.; SAINT-CAST, P.; BÉLINE, F.; DABERT, P. Sulphur fate and anaerobic biodegradation potential during co-digestion of seaweed biomass (*Ulva* sp.) with pig slurry. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 23, p. 10794–10802, 2011.

RAMOS, J. G. V. da S.; LEON, F. de A.; MICHELON, L. K.; KREUTZ, C.; CARVALHO, K. Q. de; PASSIG, F. H. Recovery of methane dissolved in the effluent of a novel upflow anaerobic hybrid reactor (UAHB) submitted to temperature variation. **Environmental Technology**, v. 44, n. 1, p. 57–67, 2021.

RIBERA-PI, J.; CAMPITELLI, A.; BADIA-FABREGAT, M.; JUBANY, I.; MARTÍNEZ-LLADÓ, X.; MCADAM, E.; JEFFERSON, B.; SOARES, A. Hydrolysis and Methanogenesis in UASB-AnMBR Treating Municipal Wastewater Under Psychrophilic Conditions: Importance of Reactor Configuration and Inoculum. **Frontiers in Bioengineering and Biotechnology**, v. 8, p. 567695, 2020.

- RICO, C.; RICO, J. L.; MUÑOZ, N.; GÓMEZ, B.; TEJERO, I. Effect of mixing on biogas production during mesophilic anaerobic digestion of screened dairy manure in a pilot plant. **Engineering in Life Sciences**, v. 11, n. 5, p. 476–481, 2011.
- RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved Alkalimetric Monitoring for Anaerobic Digestion of High-Strength Wastes. **Water Pollution Control Federation**, v. 58, n. 5, p. 406–411, 1986.
- RODRIGUES, L. S.; SILVA, I. J.; OLIVEIRA, P. R.; PINTO, A. C. A.; LIMA, C. A. Influence of the Ratio IA/PA and Volatile Acids in the Monitoring of UASB Reactor in the Treating of Swine Waste Water. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 2014, n. 05, p. 526–531, 2014.
- SINGH, B.; SINGH, N.; ČONKA, Z.; KOLCUN, M.; SIMÉNFALVI, Z.; PÉTER, Z.; SZAMOSI, Z. Critical Analysis of Methods Adopted for Evaluation of Mixing Efficiency in an Anaerobic Digester. **Sustainability 2021, Vol. 13, Page 6668**, v. 13, n. 12, p. 6668, 2021.
- SOUZA, C. L.; CHERNICHARO, C. A. L.; MELO, G. C. B. Methane and hydrogen sulfide emissions in UASB reactors treating domestic wastewater. **Water Science and Technology**, v. 65, n. 7, p. 1229–1237, 2012.
- SOUZA, C. L.; **Estudo das rotas de formação, transporte e consumo dos gases metano e sulfeto de hidrogênio resultantes do tratamento de esgoto doméstico em reatores UASB**. Tese (Doutorado) - em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010. 127f.
- SUN, H.; NI, P.; ANGELIDAKI, I.; DONG, R.; WU, S. Exploring stability indicators for efficient monitoring of anaerobic digestion of pig manure under perturbations. **Waste Management**, v. 91, p. 139–146, 2019.
- VARMA, V. S.; PARAJULI, R.; SCOTT, E.; CANTER, T.; LIM, T. T.; POPP, J.; THOMA, G. Dairy and swine manure management – Challenges and perspectives for sustainable treatment technology. **Science of The Total Environment**, v. 778, p. 146319, 2021.
- VILLAMAR, C. A.; CAÑUTA, T.; BELMONTE, M.; VIDAL, G. Characterization of swine wastewater by toxicity identification evaluation methodology (TIE). **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 223, n. 1, p. 363–369, 2012.
- WALKER, M.; ZHANG, Y.; HEAVEN, S.; BANKS, C. Potential errors in the quantitative evaluation of biogas production in anaerobic digestion processes. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 24, p. 6339–6346, 2009.
- WANG, H.; LARSON, R. A.; BORCHARDT, M.; SPENCER, S. Effect of mixing duration on biogas production and methanogen distribution in an anaerobic digester. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 42, n. 1, p. 93–99, 2019.
- YANG, H.; DENG, L. Using air instead of biogas for mixing and its effect on anaerobic digestion of animal wastewater with high suspended solids. **Bioresource Technology**, v. 318, p. 124047, 2020.
- YEO, H.; LEE, H. S. The effect of solids retention time on dissolved methane concentration in anaerobic membrane bioreactors. **Environmental Technology**, v. 34, n. 13–14, p. 2105–2112, 2013.

ZHANG, W.; XIAO, B.; ZHANG, K.; CHEN, H.; GUO, X. Effects of mixing ratios on anaerobic co-digestion of swine manure and rice straw: methane production and kinetics. **Biomass Conversion and Biorefinery**, v. 13, n. 3, p. 1553–1563, 2023.

ZUBAIR, M. *et al.* Biological nutrient removal and recovery from solid and liquid livestock manure: Recent advance and perspective. **Bioresource Technology**, v. 301, n. 122823, 2020.

## 6. CONCLUSÃO GERAL

Com base nas pesquisas desenvolvidas, conclui-se que o Biodigestor modelo Lagoa Coberta é uma configuração eficaz para o tratamento de águas residuárias de suinocultura, com elevada remoção de matéria orgânica (DQO) e sólidos (ST e STV). Além disso, o BLC possui uma boa resiliência, mesmo com a ocorrências instáveis no interior destes reatores, como o desprendimento de bancos de lodo.

Em BLCs escala plena, o acúmulo de lodo anaeróbio é um desafio a ser enfrentado e, para que o sistema possa operar de forma eficiente em todo seu volume útil, é necessário que haja o descarte periódico e uma investigação profunda das características do lodo.

A inserção de mecanismos de automação do BLC, como a agitação intermitente, pode garantir uma otimização das condições observadas no sistema e deve ser cautelosamente empregada para que não haja efeitos negativos na comunidade microbiana e no funcionamento do processo. Neste estudo, foram observados pontos positivos e negativos no emprego desta prática, porém há a necessidade de estudos mais prolongados para que se obtenha resultados mais concretos.

Estudos mais aprofundados em relação à composição do material recalcitrante presente no esterco suíno e seu impacto no balanço de massa de DQO pode trazer informações sobre as melhores alternativas da conversão de sólidos voláteis otimizada em metano no biogás.

Por fim, o balanço de massa de DQO é uma ferramenta auxiliar prática e eficaz na estimativa da conversão da matéria orgânica no interior de reatores anaeróbios e pode trazer informações valiosas sobre as taxas de produção de biogás e lodo anaeróbio.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CHERNICHARO, C. A. L. **Anaerobic Reactors**. 1. ed. London: IWA Publishing, 2007.

FENG, L.; ARYAL, N.; LI, Y.; HORN, S. J.; WARD, A. J. Developing a biogas centralised circular bioeconomy using agricultural residues - Challenges and opportunities. **Science of The Total Environment**, v. 868, p. 161656, 2023.

KHALIL, C. A.; ERAKY, M. T.; GHANIMEH, S. Localized mixing of anaerobic plug flow reactors. **Water Research**, v. 204, p. 117588, 2021.

LAMOLINARA, B.; PÉREZ-MARTÍNEZ, A.; GUARDADO-YORDI, E.; GUILLÉN FIALLOS, C.; DIÉGUEZ-SANTANA, K.; RUIZ-MERCADO, G. J. Anaerobic digestate management, environmental impacts, and techno-economic challenges. **Waste Management**, v. 140, p. 14–30, 2022.

LI, Y.; ZHAO, J.; KROONEMAN, J.; EUVERINK, G. J. W. Strategies to boost anaerobic digestion performance of cow manure: Laboratory achievements and their full-scale application potential. **Science of The Total Environment**, v. 755, p. 142940, 2021.

MORGAN JR, H. M.; XIE, W.; LIANG, J.; MAO, H.; LEI, H.; RUAN, R.; BU, Q. A techno-economic evaluation of anaerobic biogas producing systems in developing countries. **Bioresource Technology**, v. 250, p. 910–921, 2018.

NWOKOLO, N.; MUKUMBA, P.; OBIKEKE, K.; ENEBE, M. Waste to energy: A focus on the impact of substrate type in biogas production. **Processes**, v. 8, n. 10, p. 1–21, 2020.

SCHMIDT, T.; HARRIS, P.; LEE, S.; MCCABE, B. K. Journal of Environmental Chemical Engineering Investigating the impact of seasonal temperature variation on biogas production from covered anaerobic lagoons treating slaughterhouse wastewater using lab scale studies. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 7, n. 3, p. 103077, 2019.

SINGH, A.; RANA, M. S.; TIWARI, H.; KUMAR, M.; SAXENA, S.; ANAND, V.; PRAJAPATI, S. K. Anaerobic digestion as a tool to manage eutrophication and associated greenhouse gas emission. **Science of The Total Environment**, v. 861, p. 160722, 2023.

SOUZA, C. L.; CHERNICHARO, C. A. L.; MELO, G. C. B. Methane and hydrogen sulfide emissions in UASB reactors treating domestic wastewater. **Water Science and Technology**, v. 65, n. 7, p. 1229–1237, 2012.

TÁPPARO, D. C.; CÂNDIDO, D.; STEINMETZ, R. L. R.; ETZKORN, C.; DO AMARAL, A. C.; ANTES, F. G.; KUNZ, A. Swine manure biogas production improvement using pre-treatment strategies: Lab-scale studies and full-scale application. **Bioresource Technology Reports**, v. 15, p. 1–8, 2021.

WANG, Y.; ZHANG, Y.; LI, J.; LIN, J.-G.; ZHANG, N.; CAO, W. Biogas energy generated from livestock manure in China: Current situation and future trends. **Journal of Environmental Management**, v. 297, p. 113324, 2021.