



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ**  
**CENTRO DE TECNOLOGIA**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E SANITÁRIA**  
**CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**

**FRANCISCO SCHIAVON SOUZA SILVA**

**PARTIDA SOB CONDIÇÕES DE ALTA CARGA E OPERAÇÃO DE UM REATOR  
UASB TRATANDO ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA: DESEMPENHO,  
BALANÇOS DE MASSA E DIVERSIDADE MICROBIANA**

**FORTALEZA**

**2020**

FRANCISCO SCHIAVON SOUZA SILVA

PARTIDA SOB CONDIÇÕES DE ALTA CARGA E OPERAÇÃO DE UM REATOR  
UASB TRATANDO ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA: DESEMPENHO,  
BALANÇOS DE MASSA E DIVERSIDADE MICROBIANA

Monografia apresentada ao Curso de Engenharia Ambiental do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Erlon Lopes Pereira.

FORTALEZA

2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
Biblioteca Universitária  
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

- S58p Silva, Francisco Schiavon Souza.  
Partida sob condições de alta carga e operação de um reator UASB tratando água residuária de suinocultura : desempenho, balanços de massa e diversidade microbiana / Francisco Schiavon Souza Silva. – 2020.  
49 f. : il. color.
- Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Curso de Engenharia Ambiental, Fortaleza, 2020.  
Orientação: Prof. Dr. Erlon Lopes Pereira.
1. Suinocultura. 2. Digestão anaeróbia. 3. Alta carga orgânica. 4. Metano. I. Título.
- CDD 628
-

FRANCISCO SCHIAVON SOUZA SILVA

PARTIDA SOB CONDIÇÕES DE ALTA CARGA E OPERAÇÃO DE UM REATOR  
UASB TRATANDO ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA: DESEMPENHO,  
BALANÇOS DE MASSA E DIVERSIDADE MICROBIANA

Monografia apresentada ao Curso de Engenharia Ambiental do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Aprovada em: \_\_\_\_ / \_\_\_\_ / \_\_\_\_.

BANCA EXAMINADORA

---

Prof. Dr. Erlon Lopes Pereira (Orientador)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. André Bezerra dos Santos  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Ms. Naassom Wagner Sales Morais  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

A Deus, que me guiou em todas as dificuldades.

## AGRADECIMENTOS

Ao Senhor.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Erlon Lopes Pereira, por todos os momentos em que me orientou nos últimos anos. Agradecer por ter confiado em mim e me guiado em cada dificuldade encontrada, no laboratório, na sala de aula, na orientação deste trabalho e momentos afins.

Ao meu, por merecimento, coorientador Maurício Guimarães, pela orientação neste trabalho e no laboratório. Pela compreensão e ajuda valiosa que me prestou.

Aos Profs. Drs. Paulo Igor e Anderson Borghetti, que me ajudaram em momentos importantes da minha caminhada. Em especial ao Prof. Dr. André Bezerra, por ter acreditado e me aceitado na equipe de pesquisa do Laboratório de Saneamento Ambiental (LABOSAN), pelas suas aulas ministradas durante o curso, manutenção de bolsa de estudos e ser modelo de profissional.

Ao Naassom Wagner e José Marcos, por toda a ajuda, paciência, ensinamentos e amizade com que me trataram sempre, e pelo apoio à realização das minhas atividades no laboratório, que culminaram neste trabalho. Aos colegas do laboratório, Milena Maciel, Tasso Jorge, Milena Kelly e Ana Katherinne, pela ajuda nas análises e dedicação empregada às pesquisas que levaram a este trabalho.

À Universidade Federal do Ceará (UFC), ao Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA) e ao LABOSAN por todos os dias que passei em suas dependências nos últimos anos, por me acolher e proporcionar viver experiências que levarei para o resto da vida.

As instituições de fomento CAPES, CNPq, FAPEMIG e INCT ETEs Sustentáveis pelo apoio à pesquisa na forma de bolsas e financiamento.

Aos meus amigos, namorada, e família que, nesses anos de estudo acreditaram em mim e apoiaram sempre e em todas as horas, das mais diversas maneiras. À memória do meu pai, Francisco das Chagas e avó, vó Maria, que sempre estiveram comigo incondicionalmente em cada dificuldade e alegria.

Numa idade em que o Homem se esqueceu de suas origens, e se mostra cego até mesmo para com as suas necessidades essenciais à sobrevivência, a água, juntamente com outros recursos, foi reduzida à condição de vítima de sua indiferença. (CARSON, 1962, p. 49).

## RESUMO

Este trabalho objetivou contribuir para o conhecimento sobre a partida e a operação de reatores UASB tratando água residuária de suinocultura (ARS) sob condições de altas cargas orgânicas e baixo tempo de detenção hidráulica (TDH). Antes da inoculação foi realizado um teste de atividade metanogênica específica (AME) com o lodo de inóculo, resultando nos valores médios de 0,01 e 0,06 kgDQO<sub>CH4</sub> kgSTV<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, na presença de ácidos graxos voláteis (AGV) e glicose, respectivamente, como substratos. Entretanto, com o objetivo de realizar a partida sob condições de alta carga orgânica, foi utilizada uma Carga Orgânica Biológica (COB) de 0,7 kgDQO kgSTV<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, Carga Orgânica Volumétrica (COV) de 10,4 ± 0,9 kgDQO m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>, Carga Hidráulica Volumétrica (CHV) de 0,75 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>, Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 12 h e uma velocidade ascensional (V<sub>A</sub>) de 0,14 m h<sup>-1</sup>. As eficiências de remoções médias de DBO<sub>5</sub><sup>20°C</sup> (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e DQO<sub>T</sub> (Demanda Química de Oxigênio Total) foram de 74,94 e 76,31%, respectivamente. As eficiências de remoção de sólidos totais (ST), sólidos totais voláteis (STV) e sólidos suspensos voláteis (SSV) foram, em média, de 53,13; 60,76 e 79,70% na fase estacionária. Em média, durante o experimento obteve-se 66,13% de metano na composição do biogás produzido. Pela análise microbiológica realizada no lodo constatou-se a predominância de grupos microbianos reconhecidos na literatura como comuns no tratamento da ARS como os filos *Firmicutes* e *Bacteroidetes*. Concluiu-se que o reator UASB operando em alta carga é suficientemente estável no tratamento da ARS, entretanto, recomenda-se mais estudos para melhor entendimento da digestão anaeróbia em reatores submetidos a alta carga.

**Palavras-chave:** Suinocultura. Digestão anaeróbia. Alta carga orgânica. Metano.



## ABSTRACT

This work aimed to contribute to the knowledge about the starting and operation of up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors treating swine wastewater (SWW) under high organic loading rate (OLR) and low hydraulic retention time (HRT). Before inoculation, a specific methanogenic activity (SMA) test was carried out with the inoculum sludge. The mean values of 0.01 and 0.06 kgCODCH<sub>4</sub> kgSTV<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> were obtained, using a mixture of volatile fatty acids (VFA) and glucose as substrates, respectively. However, in order to start up under high load conditions, the reactor started with biological organic loading (BOL) of 0.7 kgCOD kgTVS<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, OLR of 10.4 ± 0.9 kgCOD m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>, hydraulic loading rate (HLR) of 0.75 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>, HRT of 12 h and an ascending speed of 0.14 m h<sup>-1</sup>. The removal efficiencies of BOD<sub>5</sub>20 °C and COD throughout the experiment were in the order of 74,94 and 76,31%, respectively. The removal efficiencies of total solids (TS), total volatile solids (TVS) and sedimentable volatile solids (SVS) were, on average, in the order of 53, 61 and 80% in the stationary phase. The methane content in the biogas produced was 66.13%. The microbiological analysis carried out on the sludge found the predominance of microbial groups, according the literature, usually found in system treating SWW, as the phyla *Firmicutes* and *Bacteroidetes*. To conclude, the UASB reactor is stable during the treatment of SWW and operating under high OLR. However, further studies are recommended for a better understanding of anaerobic digestion in reactors with high OLR.

**Keywords:** Pig farming. Anaerobic digestion. High organic load. Methane.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Fluxograma do sistema de tratamento da água residuária de suinocultura em reator UASB.....	18
Figura 2 – Desempenho do reator em termos de $N-NH_4^+$ .....	28
Figura 3 – DQO e DBO efluente e eficiências de remoção de DQO (a) e DBO (b) durante o período de operação.....	30
Figura 4 – Composição do biogás e vazão volumétrica de metano ( $Q_{CH_4}$ ) durante o período de operação do reator UASB.....	32
Figura 5 – Distribuição da massa ao longo do período de operação em termos de DQO (a) e coeficientes de conversão de DQO em biomassa e $CH_4$ (b).....	34
Figura 6 – Perfil médio de lodo no reator UASB durante o experimento.....	36
Figura 7 – Resultados do teste de AME para o AGV (a) e glicose (b) em cada etapa. COB (c) aplicada em cada etapa.....	38
Figura 8 – Estrutura da comunidade microbiana do lodo inóculo e do reator UASB nos níveis de filo (a), classe (b), família (c), gênero (d).....	40

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Parâmetros e métodos analíticos utilizados para caracterização do afluente e efluente durante o experimento.....	20
Tabela 2 – Equações utilizadas para o cálculo do balanço de massa no reator UASB tratando ARS.....	22
Tabela 3 – Concentrações médias de nutrientes no afluente e efluente do reator UASB.....	26
Tabela 4 – Desempenho do reator UASB quanto ao pH (a), acidez (b) e alcalinidade (c) durante o tratamento nas fases de aclimação e estacionária.....	29
Tabela 5 – Evolução do comportamento da biomassa no reator durante o experimento.....	35

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABCS	Associação Brasileira dos Criadores de Suínos
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
A/M	Relação Alimento/Microrganismo
AME	Atividade Metanogênica Específica
ANP	Agência Nacional do Petróleo
APHA	<i>American Public Health Association</i>
ARS	Água Residuária de Suinocultura
ASBR	<i>Anaerobic Sequencing Batch Reactor</i>
AT	Alcalinidade Total
BRS	Bactérias Redutoras de Sulfato
CHV	Carga Hidráulica Volumétrica
C/N	Relação Carbono/Nitrogênio
COB	Carga Orgânica Biológica
COV	Carga Orgânica Volumétrica
DA	Digestão Anaeróbia
DBO <sub>5</sub> <sup>20°C</sup>	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO <sub>P</sub>	Demanda Bioquímica de Oxigênio Particulada
DBO <sub>S</sub>	Demanda Bioquímica de Oxigênio Solúvel
DBO <sub>T</sub>	Demanda Bioquímica de Oxigênio Total
DNA	Ácido Desoxirribonucleico
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DQO <sub>P</sub>	Demanda Química de Oxigênio Particulada
DQO <sub>S</sub>	Demanda Química de Oxigênio Solúvel
DQO <sub>T</sub>	Demanda Química de Oxigênio Total
DZO	Departamento de Zootecnia
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
HPLC	<i>High Performance Liquid Chromatography</i>
GLP	Gás Liquefeito de Petróleo
LABOSAN	Laboratório de Saneamento Ambiental
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
PCR	<i>Polymerase Chain Reaction</i>

pH	Potencial Hidrogeniônico
PS	Processos Secundários
PVC	Policloreto de Vinila
RAC	Reator Anaeróbio Compartimentado
RNA	Ácido Ribonucleico
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
STF	Sólidos Totais Fixos
STV	Sólidos Totais Voláteis
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
TE	Tanque de Equalização
TRS	Tempo de Retenção de Sólidos
UASB	Reator Anaeróbio de Manta de Lodo e Fluxo Ascendente
UBF	<i>Upflow Blanket Filter</i>
UFC	Universidade Federal do Ceará
USR	<i>Upflow Solid Reactor</i>

## LISTA DE SÍMBOLOS

$\text{Ca}^{2+}$	Íon Cálcio
$\text{CH}_4$	Metano
$\text{CO}_2$	Dióxido de Carbono
E	Eficiência
$\text{H}_2$	Hidrogênio
HAc	Ácido Acético
HBu	Ácido Butírico
HCa	Ácido Capróico
HIVa	Ácido Isovalérico
HPr	Ácido Propiônico
$\text{H}_2\text{S}$	Sulfeto de Hidrogênio
$\text{H}_2\text{SO}_4$	Ácido Sulfúrico
HVa	Ácido Valérico
$\text{K}^+$	Íon Potássio
$\text{Mg}^{2+}$	Íon Magnésio
$\text{N}_2$	Nitrogênio
$\text{Na}^+$	Íon Sódio
$\text{N-NH}_4^+$	Íon Amônio
N-org	Nitrogênio Orgânico
O&G	Óleos e Graxas
P	Produção de Sólidos no Sistema
$\text{PO}_4^{3-}$	Íon Fosfato
$\text{P}_T$	Fósforo Total
Q	Vazão
$\text{S}^{2-}$	Íon Sulfeto
$\text{SO}_4^{2-}$	Íon Sulfato
$V_A$	Velocidade Ascensional
Y	Coefficiente de Sólidos no Sistema
$Y_{P/S}$	Fator de Conversão de Substrato em Produto
$Y_{X/S}$	Fator de Conversão de Substrato em Células

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>15</b>
<b>2</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>18</b>
<b>2.1</b>	<b>Aparato experimental.....</b>	<b>18</b>
<b>2.2</b>	<b>Partida e operação do reator UASB.....</b>	<b>19</b>
<b>2.3</b>	<b>Monitoramento do lodo no reator UASB.....</b>	<b>23</b>
<b>2.4</b>	<b>Diversidade microbiana no lodo.....</b>	<b>25</b>
<b>3</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÕES.....</b>	<b>26</b>
<b>3.1</b>	<b>Desempenho do reator UASB.....</b>	<b>26</b>
<b>3.2</b>	<b>Balço de massa e acúmulo de sólidos no sistema.....</b>	<b>34</b>
<b>3.3</b>	<b>Atividade metanogênica específica (AME).....</b>	<b>37</b>
<b>3.4</b>	<b>Diversidade das comunidades microbiológicas.....</b>	<b>39</b>
<b>3.4.1</b>	<b><i>Estrutura da comunidade bacteriana.....</i></b>	<b>40</b>
<b>3.4.2</b>	<b><i>Estrutura da comunidade de Archeas.....</i></b>	<b>42</b>
<b>4</b>	<b>CONCLUSÃO.....</b>	<b>43</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>45</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Segunda a Associação Brasileira de Criadores de Suínos (ABCS), a suinocultura é responsável pela fonte de proteína animal mais consumida no mundo. Entretanto, é uma das atividades do setor agroindustrial que mais gera impactos ambientais negativos, colocando em risco a sustentabilidade ambiental da produção de carne suína (ABCS, 2016). Em média, cada suíno produz de 4 – 8 L de água residuária de suinocultura (ARS) por dia com concentrações de matéria orgânica em termos de demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total, fósforo total e sólidos totais na ordem de 3000 a 15000 mg L<sup>-1</sup>, 2400 a 6000 mg L<sup>-1</sup>, 600 a 1400 mg L<sup>-1</sup> e 17000 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente (Cheng *et al.*, 2018; Morais, 2019; Nagarajan *et al.*, 2019; De Sousa e Silva *et al.*, 2020). Impõe-se, portanto, a necessidade do tratamento adequado da ARS antes do lançamento no ambiente (solo ou em cursos hídricos).

A digestão anaeróbia (DA) é realizada por uma comunidade diversa de microrganismos que interagem de forma complexa ao longo de quatro etapas interdependentes (hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese), em que os produtos da etapa anterior servem como substrato para a seguinte. Dentre as principais vantagens da DA destacam-se o não gasto de energia com injeção de oxigênio, pequena produção de lodo em comparação aos processos aeróbios e a produção de biogás. O biogás é o produto final do metabolismo das arqueias metanogênicas, constituído por metano (CH<sub>4</sub>), de 40 a 75%, que pode ser aproveitado na geração de energias renováveis (De Sousa e Silva *et al.*, 2020). Do ponto de vista energético, 1 kg de metano contém 55,5 MJ de energia e é equivalente a 1,2 kg de gás liquefeito de petróleo (GPL), 1,2 kg de diesel ou 3,7 kg de madeira (Demirbas, *et al.*, 2011, Nuchdang, *et al.*, 2012), fazendo com que a DA de resíduos orgânicos possua valor energético agregado. Há também benefícios ambientais com o uso do biogás, já que o CH<sub>4</sub> tem potencial de agravar o efeito estufa 21 vezes superior ao gás carbônico (CO<sub>2</sub>), e muitas vezes há a emissão do biogás na atmosfera sem nenhum tipo de tratamento ou reaproveitamento a partir de plantas anaeróbias (Martins & Leão, 2018).

Nas últimas duas décadas, experimentou-se a consolidação da tecnologia anaeróbia para o tratamento de esgotos sanitários e águas residuárias, entre as quais as agroindustriais. No entanto, reatores anaeróbios de alta taxa, caracterizados pela capacidade de reter grandes quantidades de biomassa com elevada atividade, mesmo aplicando-se baixos tempos de retenção hidráulica (TDH) (Chernicharo, 2005), como os do tipo reator anaeróbio de manta de



lodo e fluxo ascendente (UASB), podem vir a ter menor desempenho ao tratarem efluentes de difícil hidrólise e elevadas concentrações de DQO na fração particulada ou sólidos suspensos voláteis (SSV) como é o caso da ARS (Campos, *et al.*, 2014). Nestes casos, pesquisadores sugerem realizar a partida do reator UASB utilizando tempo de detenção hidráulica e tempo de retenção de sólidos (TRS) elevados, visando um nível de metanização adequado (Song *et al.*, 2010; Yang *et al.*, 2019; Tyagi *et al.*, 2019).

Entende-se como partida de um reator UASB o período transiente inicial marcado por instabilidades operacionais (Rissoli, 2004), sendo que qualquer equívoco nesse período provavelmente promoverá um acúmulo dos bioprodutos de uma etapa intermediária da DA, demonstrando um descompasso do processo, e podendo vir a causar o total colapso do digestor. A partida pode ser realizada de duas formas distintas, a primeira denominada sedimentação, força a decantação e retenção dos sólidos presentes na água residuária dentro do reator UASB, até que o lodo se forme, ou seja, sem a utilização do lodo de inóculo. A segunda é inoculando lodo dentro do reator UASB, sendo que esse lodo pode estar adaptado a degradar os compostos presentes na água residuária que alimentará o reator, ou não. Neves *et al.* (2015) estudaram a partida por sedimentação de um reator UASB utilizado no tratamento da ARS, mostrando que foi possível formar lodo dos sólidos sedimentáveis presentes na ARS utilizando taxa de aplicação superficial de até  $5,7 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  e proporcionando velocidades ascensionais de até  $0,24 \text{ m h}^{-1}$ , desde que a ARS tivesse concentrações mínimas de sólidos sedimentáveis de  $112 \text{ mL L}^{-1}$  e sólidos totais voláteis de  $7.389 \text{ mg L}^{-1}$ . Os autores mostraram que foram necessários 90 dias para formação da manta e do leito do reator UASB, indicando demora quando comparado com o processo de inoculação de lodo para partida de reatores UASB tratando ARS.

No processo de partida por inoculação, o volume do lodo de inóculo deve ser determinado para atender ao requisito da carga orgânica biológica (COB) inicial que o sistema pode suportar, denominada COB de partida. A COB é o parâmetro que caracteriza a carga orgânica aplicada ao sistema, em relação à quantidade de massa de lodo presente no reator UASB. O valor da COB de partida deve ser determinado através de testes de atividade metanogênica específica (AME) do lodo que será utilizado para inoculação. Assim a AME do lodo de inoculação seria a primeira COB aplicada ao reator UASB e estas seriam aumentadas gradativamente, em função da eficiência do reator UASB e da melhoria da atividade da biomassa. Todavia, na impossibilidade de realização de tais testes, para a partida de reatores UASB são utilizadas faixas de COB retiradas da literatura que descrevem estudos para o

tratamento da referida água residuária, sendo ainda desconhecida a faixa de COB que pode ser utilizada para reatores UASB inoculados com lodo e utilizados no tratamento da ARS.

Além da COB de partida, a carga orgânica volumétrica (COV) aplicada ao reator UASB é o parâmetro que caracteriza a carga orgânica aplicada ao reator, em relação ao volume reacional do reator UASB. Tanto a COV quanto os TDH e TRS devem ser controlados para permitir apenas a remoção suficiente e contínua da fração mais leve do lodo, proporcionando a seleção do lodo mais pesado para crescimento e agregação, evitando a varredura (*wash-out*) do lodo ativo.

Os trabalhos publicados por Deng *et al.*, (2007); Montes *et al.*, (2019); Song *et al.*, (2010); Wang *et al.*, (2014); Xu *et al.*, (2019); Yang *et al.*, (2019) estabelecem valores de TDH acima de 24 horas e COV abaixo de 10 kgDQO m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> para partida e operação de reatores UASB utilizados no tratamento da ARS. Supõem-se que ao aplicar COB ou COV superiores àquelas suportadas pelo sistema (alta carga) ocorrem instabilidades na DA, com azedamento do reator UASB (produção de ácidos voláteis maior que a alcalinidade do meio pode tamponar), inibição dos microrganismos hidrogenotróficos, redução da eficiência do processo metanogênico, oscilações na produção de metano e de conversão da matéria orgânica, além de que valores de TDH abaixo de 24 horas poderiam prejudicar a hidrólise da matéria orgânica na fração particulada presente na ARS (Longo, 2015; Longaretti *et al.*, 2019).

Em contrapartida, devido à crescente demanda por carne e o aumento contínuo na produção volumétrica da ARS a operação de reatores UASB em alta carga e/ou com baixos TDH será necessária na tentativa de evitar acúmulo de resíduos da suinocultura, bem como possibilitar a construção de reatores mais compactos. Todavia, ainda não há na literatura muitos estudos que demonstrem entendimento a respeito da partida e operação de reatores UASB sob condições de alta carga e baixo TDH tratando ARS.

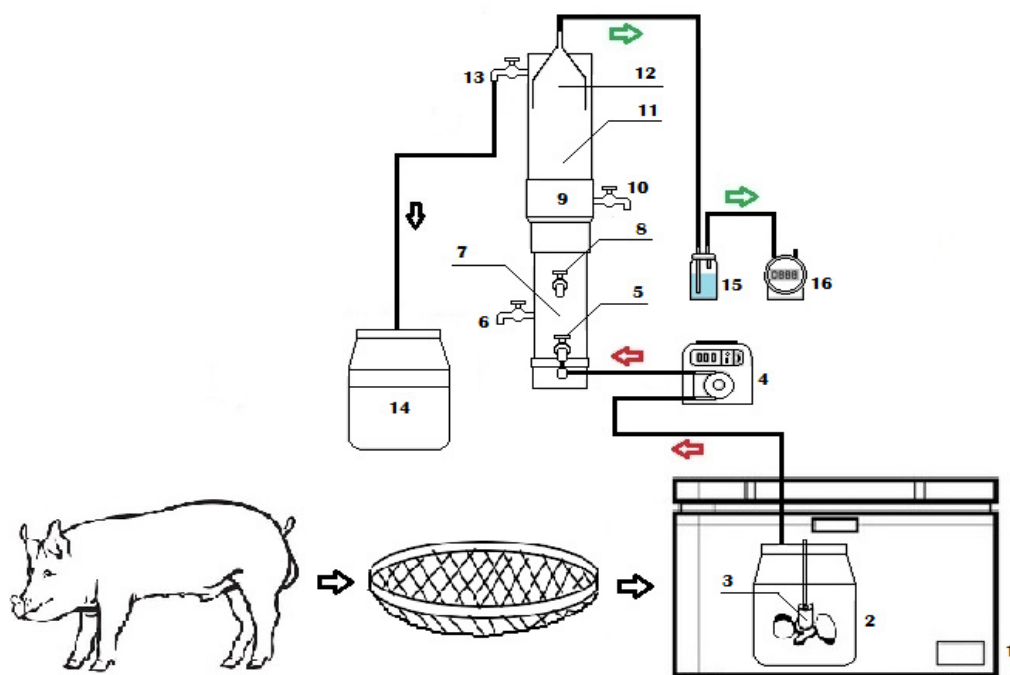
Visto o exposto, na tentativa de contribuir com as lacunas existentes no conhecimento sobre partida e operação de reatores UASB utilizados no tratamento de ARS para produção de biogás, objetivou-se nesse trabalho entender os efeitos na atividade e diversidade microbiana, produção de metano e na estabilidade do processo de DA quando se realiza a partida e mantém-se a operação do reator UASB sob condições de altas cargas orgânicas e baixo TDH.

## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 Aparato experimental

A ARS *in natura* utilizada ao longo de todo o experimento foi proveniente da higienização das baias de suínos de diversas fases de desenvolvimentos confinados em instalações com lâmina d'água para coleta e transporte dos dejetos. Os suínos foram alimentados com ração à base de milho e soja com complemento vitamínico e mineral ao longo de todo o experimento, sendo todo o controle zootécnico realizado pela suinocultura do Departamento de Zootecnia (DZO) da Universidade Federal do Ceará (UFC) em Fortaleza, Brasil. Em seguida a ARS *in natura* passava por tratamento preliminar em peneira com malha quadrada de abertura de 2 mm para a separação dos sólidos grosseiros simulando uma condição encontrada em estações de tratamento operadas em “full scale”. Após o tratamento preliminar a ARS foi encaminhada para o Laboratório de Saneamento Ambiental (LABOSAN) também na UFC, onde estava localizado o sistema de tratamento (Figura 1) construído em escala laboratorial.

Figura 1 – Fluxograma do sistema de tratamento da água residuária de suinocultura em reator UASB.



Fonte: Elaborado pelo autor (2020).

Legenda: Freezer (1); Tanque de equalização (2); Hélice impelidora (3); Bomba de alimentação (4); Entrada da alimentação (5); Reator UASB (9); Amostradores de lodo do reator UASB (5, 6, 8 e 10); Compartimento de digestão do reator UASB (7); Compartimento de decantação do reator UASB (11); Separador trifásico com defletores de sólidos na parede do reator UASB (12); Saída do efluente (13); Tanque de descarte (14); Equalizador de pressão (15); Gasômetro (16). As setas indicam o sentido do fluxo do afluente (vermelho), do efluente tratado (preto) e do biogás (verde).

Após o tratamento preliminar a ARS foi colocada em um tanque de equalização (TE) com agitação mecânica provendo a homogeneização constante do afluente e mantido sob refrigeração a 4 °C para evitar a decantação de sólidos e modificação da perda de carga na linha de sucção e recalque, e também para que não ocorresse a biodegradação natural da matéria orgânica e mudanças significativas da tipologia da ARS que alimentava o reator UASB (Moterani *et al.*, 2013). No TE foi acoplada uma bomba peristáltica ColeParmer MasterFlex L/S 7522-30 com visor programável para controle da vazão desejada, que trabalhou afogada succionando ARS do TE para o reator UASB a uma vazão de bombeamento de 4,5 mL min<sup>-1</sup>, calibrada diariamente e mantida constante durante os 275 dias do experimento.

O reator UASB foi construído em Policloreto de Vinila (PVC), tinha formato cilíndrico e volume útil de 3,25 L. O compartimento de digestão tinha volume útil 0,58 L com área seccional de 19,63 cm<sup>2</sup> e altura de 29,55 cm onde foram alocados 4 amostradores de lodo equidistantes. O compartimento de decantação tinha volume útil 2,67 L com área seccional de 78,54 cm<sup>2</sup> e altura de 34,00 cm sendo a tubulação de saída do efluente. Essas dimensões frente a vazão de bombeamento mencionada promoviam velocidades ascensionais ( $V_A$ ) de 0,14 m h<sup>-1</sup> e 0,03 m h<sup>-1</sup> nos compartimentos de digestão e decantação, respectivamente. Na altura 17,00 cm do compartimento de decantação foi inserido um separador trifásico para acúmulo do biogás produzido, sendo que a altura do biogás dentro do separador trifásico foi controlada pela altura da lâmina de água existente no equalizador de pressão que estava interligado ao separador trifásico. Para quantificação do biogás que era produzido foi utilizado um gasômetro acoplado ao equalizador de pressão que quantificava a produção volumétrica diária de biogás.

## 2.2 Partida e operação do reator UASB

O reator UASB foi inoculado com lodo proveniente de um reator UASB utilizado na Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário de um bairro da cidade de Fortaleza no estado do Ceará, Brasil. As concentrações de sólidos totais (ST), sólidos totais voláteis (STV) e sólidos

totais fixos (STF) no inóculo foi de  $44,26 \pm 2,47 \text{ g L}^{-1}$ ;  $29,54 \pm 1,40 \text{ g L}^{-1}$  e  $14,72 \pm 1,08 \text{ g L}^{-1}$ , respectivamente. Antes da inoculação foi realizado o teste de AME com o lodo de inóculo como descrito no item 2.3 resultando nos valores médios de 0,01 e 0,06  $\text{kgDQO}_{\text{CH}_4} \text{ kgSTV}^{-1} \text{ d}^{-1}$  utilizando os substratos mistura de ácidos graxos voláteis (AGV) e glicose, respectivamente. Com base neste resultado, o correto seria inocular o volume de lodo necessário para se obter uma COB de partida de  $0,06 \text{ kgDQO kgSTV}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , tomando a glicose como substrato de referência. Entretanto, como já explicado na introdução, com o objetivo de realizar a partida sob condições de alta carga, foi inoculado no reator UASB 1,3 L de lodo (40% do volume útil do reator), alimentado com ARS com DQO afluente média de  $5 \text{ g L}^{-1}$  a uma vazão (Q) de  $4,5 \text{ mL min}^{-1}$ , resultando em uma COB de partida de  $0,7 \text{ kgDQO kgSTV}^{-1} \text{ d}^{-1}$  (quase 12 vezes a mais que o indicado). Essas condições caracterizavam ao reator UASB uma COV de  $10,4 \pm 0,9 \text{ kgDQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ ; uma Carga Hidráulica Volumétrica (CHV) de  $0,75 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ , um TDH de 12 h e uma velocidade ascensional ( $V_A$ ) de  $0,14 \text{ m h}^{-1}$ . Os valores da DQO afluente, Q, COV, CHV e TDH foram mantidos constantes durante os 275 dias de experimento e o desempenho do reator UASB foi analisado coletando amostras compostas do seu afluente e efluente, duas vezes na semana, para quantificação dos parâmetros apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 – Parâmetros e métodos analíticos utilizados para caracterização do afluente e efluente durante o experimento.

<b>Exames e Determinações</b>	<b>Procedimentos</b>	<b>Referência Bibliográfica</b>
pH	4500-H <sup>+</sup> B	APHA, AWWA, WPCF (2005)
Alcalinidades total (AT).	Titulação	Kapp (1984) <i>apud</i> Buchauer (1998)
*Demanda Química de Oxigênio: total (DQO <sub>T</sub> ), particulada (DQO <sub>P</sub> ) e solúvel (DQO <sub>S</sub> ).	Potenciométrica	
*Demanda Bioquímica de Oxigênio: total (DBO <sub>5</sub> <sup>20°C</sup> <sub>T</sub> ), particulada (DBO <sub>5</sub> <sup>20°C</sup> <sub>P</sub> ) e solúvel (DBO <sub>5</sub> <sup>20°C</sup> <sub>S</sub> ).	5220 D: Método Colorimétrico com digestão em refluxo fechado.	APHA, AWWA, WPCF (2005)
*Sólidos Totais (ST), Dissolvidos (SD) e Suspensos (SST): Fixos (STF, SDF, SSF) e Voláteis (STV, SDV, SSV)	Incubação: 5210 B; Oxigênio Dissolvido: 4500 -O B.; 4500-O C.	APHA, AWWA, WPCF (2005)
Nitrogênio Amoniacal Total (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	2540 B; 2540 D; 2540 E	APHA, AWWA, WPCF (2005)
Nitrogênio Total de Kjeldahl (NTK) e Nitrogênio Orgânico (N-org)	4500-NH <sub>3</sub> C. : Método Titulométrico	APHA, AWWA, WPCF (2005)
	4500-Norg B.: Método MicroKjeldahl	APHA, AWWA, WPCF (2005)

Tabela 1 – Parâmetros e métodos analíticos utilizados para caracterização do afluente e efluente durante o experimento.

<b>Exames e Determinações</b>	<b>Procedimentos</b>	<b>Referência Bibliográfica</b>
Sólidos Totais (ST), Fixos (STF) e Voláteis (STV) do lodo	2540 B; 2540 D; 2540 E	APHA, AWWA, WPCF (2005)
Fósforo Total (P <sub>T</sub> )	4500 – PC	APHA, AWWA, WPCF (2005)
Cátions e Ânions (Na <sup>+</sup> , NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> , Mg <sup>2+</sup> , Ca <sup>2+</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	4110 C.: Cromatografia de íons	APHA, AWWA, WPCF (2005)
Sulfeto dissolvido (S <sup>2-</sup> )	4500 S <sup>2-</sup>	APHA, AWWA, WPCF (2012)
Óleos e Graxas (O&G)	1664: material extraível em n-hexano	EPA (2010)
Ácidos Voláteis Totais (AGV)	Titulação Potenciométrica	Kapp (1984) <i>apud</i> Buchauer (1998)

Fonte: Elaborado pelo autor (2020).

Ainda nessas mesmas amostras afluente e efluente ao reator UASB foram analisadas as concentrações dos ácidos acético (HAc), propiônico (HPr), butírico (HBu), isovalérico (HIVa), valérico (HVa) e capróico (HCa) utilizando cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC) (LC-20A, Prominence, Shimadzu Corporation, Japão) equipada com uma coluna Aminex HPX-87H (300 mm × 7,8 mm) (Bio -Rad, EUA), a 65 °C, com 5 mM H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> em água desionizada como eluente (fluxo isocrático de 0,6 mL min<sup>-1</sup>) e detector de índice de refração (RID-10A, Shimadzu Corporation, Japão) (Morais, 2019).

Além da ARS afluente e efluente ao reator UASB, o biogás produzido também foi monitorado em termos quantitativos e qualitativos. A produção volumétrica de biogás foi registrada diariamente através do gasômetro e duas vezes na semana eram coletados diretamente do equalizador de pressão 1 mL de biogás para quantificação dos gases CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>, H<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>S por cromatografia gasosa com detecção por ionização por descarga de barreira dielétrica (GC-BID, *gas chromatography-barrier ionization discharge*) (GC BID-2010 Plus, Shimadzu Corporation, Japão), equipado com coluna GS- GASPRO (60 m x 0,32 mm) (Agilent Technologies Inc., EUA). Utilizou-se gás de arraste Hélio (White Martins LTDA, Brasil) a uma vazão de 2 mL min<sup>-1</sup>, com tempo de corrida de 9 minutos. As temperaturas do forno, do injetor e do detector foram de 50, 100 e 250 °C, respectivamente (Morais, 2019).

As concentrações de HAc, HPr, HBu, HIVa, HVa, HCa, no afluente e efluente, bem como o CH<sub>4</sub> no biogás foram convertidas em DQO utilizando o procedimento estabelecido em

Morais (2019) e que junto aos valores de  $DQO_T$ ,  $DQO_P$ ,  $DQO_S$  presentes no afluente e efluente do reator UASB foi feito o balanço de massa utilizando as equações mostradas na Tabela 2.

Tabela 2 – Equações utilizadas para o cálculo do balanço de massa no reator UASB tratando ARS.

Seqüência	Equações utilizadas
(1)	$DQO_{Residual} = DQO_{Solúvel} - DQO_{Ácidos}$
(2)	$DQO_{Convertida} = DQO_{Total} - DQO_{Residual}$
(3)	$DQO_{SSV} = DQO_{Convertida} - DQO_{CH_4} - DQO_{Ácidos}$
(4)	$\%DQO_{Convertida} = \frac{DQO_{Convertida}}{DQO_{Total}} \times 100$
(5)	$\%DQO_{Ácidos} = \frac{DQO_{Ácidos}}{DQO_{Total}} \times 100$
(6)	$\%DQO_{SSV} = \frac{DQO_{SSV}}{DQO_{Total}} \times 100$
(7)	$\%DQO_{Residual} = \frac{DQO_{Residual}}{DQO_{Total}} \times 100$
(8)	$\%DQO_{CH_4} = \frac{DQO_{CH_4}}{DQO_{Total}} \times 100$
(9)	$\%DQO_{Biodegradável} = \frac{DQO_{Ácidos} + DQO_{CH_4} + DQO_{SSV}}{DQO_{Total}} \times 100$
(10)	$Balanço\ de\ massa = \frac{DQO_{Residual} + DQO_{Ácidos} + DQO_{CH_4} + DQO_{SSV}}{DQO_{Total}} \times 100$

Fonte: Morais (2019).

O desempenho operacional do reator UASB também foi avaliado em relação a eficiência de remoção de matéria orgânica em termos de DQO,  $DBO_5^{20^\circ C}$ , sólidos e O&G calculado utilizando a Equação 11.

$$E - P(\%) = \left( \frac{C_{AF} - C_{EF}}{C_{AF}} \right) \times 100 \quad (11)$$

Em que:

$C_{AF}$ : Valor/concentração do indicador de matéria orgânica (DQO,  $DBO_5^{20^\circ C}$ , sólidos e O&G) quantificado no afluente ( $mg\ L^{-1}$ ).

$C_{EF}$ : Valor/concentração do indicador de matéria orgânica (DQO,  $DBO_5^{20^\circ C}$ , sólidos e O&G) quantificado no efluente ( $mg\ L^{-1}$ ).

P: Representa o indicador de matéria orgânica (DQO,  $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ , sólidos e O&G) utilizado no cálculo da eficiência.

Em estudos de monitoramento de reatores UASB entende-se que a  $\text{DQO}_P$  ou  $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_P$  no efluente é referente à contribuição de SSV proveniente do lodo que sofreu *wash-out*, sendo assim não deveria ser utilizado para caracterizar a eficiência de remoção de matéria orgânica em processos secundários (PS) de tratamento de águas residuárias, visto que o objetivo dos PS é a remoção da matéria orgânica solúvel. Assim, fez-se a análise de duas situações de eficiência denominadas E1 - DQO e E1 - DBO e E2 - DQO e E2 - DBO utilizando as equações 12 e 13, para possibilitar o entendimento da influência do *wash-out* na eficiência de remoção de matéria orgânica frente as taxas de conversão determinadas pelo balanço de massa (Tabela 2).

$$\text{E1 - DQO e E1 - DBO(\%)} = \left( \frac{C_{AF} - C1_{EF}}{C_{AF}} \right) \times 100 \quad (12)$$

$$\text{E2 - DQO e E2 - DBO(\%)} = \left( \frac{C_{AF} - C2_{EF}}{C_{AF}} \right) \times 100 \quad (13)$$

Em que:

$C_{AF}$ :  $\text{DQO}_T$  ou  $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_T$  quantificado no afluente ( $\text{mg L}^{-1}$ ).

$C1_{EF}$ :  $\text{DQO}_T$  ou  $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_T$  quantificado no efluente ( $\text{mg L}^{-1}$ ).

$C2_{EF}$ :  $\text{DQO}_S$  ou  $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_S$  quantificado no efluente ( $\text{mg L}^{-1}$ ).

### 2.3 Monitoramento do lodo no reator UASB

O monitoramento do lodo presente no reator UASB foi realizado nos dias 0 (dia da inoculação e partida), 90°, 172° e 260° dias após a partida coletando 40 mL de lodo em cada amostrador instalado no reator UASB. Parte da amostra foi utilizada para avaliar o perfil de lodo que descreve a concentração de STV ao longo da altura do reator UASB permitindo assim a discriminação entre a manta e o leito que estavam sendo formados bem como a produção de sólidos no sistema (P) em  $\text{gSST d}^{-1}$  e coeficiente de sólidos no sistema (Y) em  $\text{gSST kgDQO}_{\text{aplicada}}^{-1}$ , utilizando as equações 14 a 17. O restante do lodo coletado foi homogeneizado



e utilizado nos testes de atividade metanogênica específica realizados para acompanhar a atividade biológica do lodo ao longo da operação do reator UASB.

$$Y = \frac{P}{CO_{DQO}} \quad (14)$$

Em que:

$Y$  = Coeficiente de sólidos no sistema (gSST kgDQO<sub>aplicada</sub><sup>-1</sup>).

$P$  = Produção de sólidos no sistema (gSST d<sup>-1</sup>).

$CO_{DQO}$  = Carga de DQO aplicada ao sistema (kgDQO<sub>aplicada</sub> d<sup>-1</sup>).

$$P = \frac{\Delta M}{\Delta t} \quad (15)$$

Em que:

$\Delta M$  = Variação da massa de lodo no sistema no período considerado (gSST).

$\Delta t$  = Período de tempo considerado (d).

$$Y_{X/S} = \frac{\Delta X}{\Delta S} \quad (16)$$

$$Y_{P/S} = \frac{\Delta P}{\Delta S} \quad (17)$$

Em que:

$Y_{X/S}$  = Fator de Conversão de Substrato em Células (kgDQO<sub>celular</sub> kgDQO<sub>aplicada</sub><sup>-1</sup>).

$Y_{P/S}$  = Fator de Conversão de Substrato em Produto (kgDQO<sub>CH4</sub> kgDQO<sub>aplicada</sub><sup>-1</sup>).

$\Delta X$  = Variação da concentração de biomassa no sistema (kg L<sup>-1</sup>).

$\Delta P$  = Variação da concentração de produto no sistema (kg L<sup>-1</sup>).

$\Delta S$  = Variação da concentração de substrato no sistema (kg L<sup>-1</sup>).

Os testes de AME foram realizados em batelada utilizando frascos de borossilicato com volume interno de 110 mL, sendo 50 mL de volume reacional e 60 mL de *headspace* e seguindo as orientações metodológicas (soluções de macro e micronutrientes, composição do meio basal, controle endógeno e relações A/M) de Angelidaki *et al.* (2009). Neste trabalho foram utilizados como substrato a glicose e ácidos graxos voláteis, segundo Angelidaki *et al.* (2009), sendo feita uma triplicata para cada substrato. O monitoramento da produção volumétrica de biogás foi realizado através das pressões no *headspace* utilizando um transmissor de pressão manométrico (Warme LTDA, Brasil). As pressões foram verificadas nos dias 1, 2, 4, 7, 14, 21 e 28 e esses valores convertidos em produção volumétrica de biogás (em mL), esse mesmo biogás foi submetido a análise de cromatografia gasosa para quantificação dos gases CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>, H<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>S pelo método e com o equipamento descrito no item 2.2. Com os dados de produção cumulativa de metano ao longo dos 28 dias de incubação foi feita uma representação gráfica da curva de produção de metano correlacionando o tempo com a produção cumulativa e o cálculo da AME para cada substrato foi feito obedecendo os procedimentos descritos em Angelidaki *et al.* (2009).

#### **2.4 Diversidade microbiana no lodo**

Amostras do lodo inóculo e do lodo do reator UASB após 90 dias de operação foram coletadas e o DNA foi extraído usando o kit de isolamento de DNA PowerSoil® (MoBio Laboratories Inc., EUA), com base nas instruções do fabricante. A biblioteca de amplicons da região V4 do gene 16S rRNA foi preparada como descrito em Illumina (2013), usando os iniciadores específicos da região (515F / 806R). Após a indexação, os produtos de PCR foram limpos com contas de purificação Agencourt AMPure XP - PCR (Beckman Coulter, Brea, CA, EUA), com base nas instruções do fabricante e quantificadas com o kit de teste dsDNA BR (Invitrogen, Carlsbad, CA, EUA) em um fluorímetro Qubit 2.0 (Invitrogen, Carlsbad, CA, EUA). As bibliotecas foram sequenciadas usando o MiSeq Reagent Kits v2 de 300 ciclos com um MiSeq Desktop Sequencer (Illumina, 2013). Os dados obtidos pelo sequenciamento foram analisados com ferramentas de bioinformática da seguinte forma. Todas as leituras foram cortadas usando o vsearch v2.8.1, com os parâmetros `-fastq_maxee 0.8-fastq_truncLen 250`. Todas as leituras foram agrupadas em OTUs usando o script QIIME `pick_open_reference_otus.py` com 99% de identidade, usando o banco de dados de rRNA

Greengenes 16S (release 13\_8). O arquivo BIOM foi utilizado no PICRUSSt para inferir categorias funcionais associadas à composição taxonômica através das vias metabólicas KEGG (Kanehisa & Goto, 2000). A normalização do número de cópias de 16S para cada OTU foi calculada usando o script PICRUSSt `normalize_by_copy_number.py` e as contribuições de vários táxons para diferentes KOs foram calculadas com o script `metagenome_contributions.py`. O estimador de cobertura baseado em abundância (ACE), Chao1, Simpson, Shannon e cobertura foram calculados usando o software Mothur.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

#### 3.1 Desempenho do reator UASB

Os nutrientes presentes naturalmente na ARS foram quantificados durante o experimento para avaliar se a ARS oferecia as condições nutricionais para a ocorrência da DA. A Tabela 3, apresenta as concentrações médias de nutrientes no afluente e no efluente do reator UASB.

Tabela 3 – Concentrações médias de nutrientes no afluente e efluente do reator UASB.

<b>Parâmetro</b>	<b>Afluente</b>	<b>Efluente</b>
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	38,21 ± 17,14	35,95 ± 15,84
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	16,15 ± 16,43	21,01 ± 16,53
Na <sup>+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	45,25 ± 19,19	41,80 ± 13,94
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	77,67 ± 48,49	103,93 ± 37,98
K <sup>+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	113,06 ± 49,61	124,21 ± 51,31
Mg <sup>2+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	45,17 ± 9,10	43,95 ± 6,23
Ca <sup>2+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	54,35 ± 20,95	57,72 ± 21,24
Fósforo total (mg L <sup>-1</sup> )	197,00 ± 128,18	77,92 ± 37,18
NTK (mg L <sup>-1</sup> )	260,08 ± 121,37	220,12 ± 126,95
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	101,67 ± 63,81	143,93 ± 48,93
N-org (mg L <sup>-1</sup> )	161,39 ± 89,56	81,13 ± 108,11

Fonte: Elaborado pelo autor (2020).

O sulfato (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) encontrado na ARS é proveniente em sua maioria da degradação das proteínas utilizadas na ração animal, sendo que nesse trabalho a fonte proteica majoritária

era farelo de soja utilizado na ração dos suínos. Esse  $\text{SO}_4^{2-}$  durante a DA pode ser reduzido a sulfeto dissolvido ( $\text{S}^{2-}$ ) em seguida reduzido a sulfeto de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{S}$ ) pelas bactérias redutoras de sulfato (BRS) através do processo de sulfetogênese que é um processo competidor da metanogênese que pode levar a acidificação do reator (Li *et al.*, 2019).

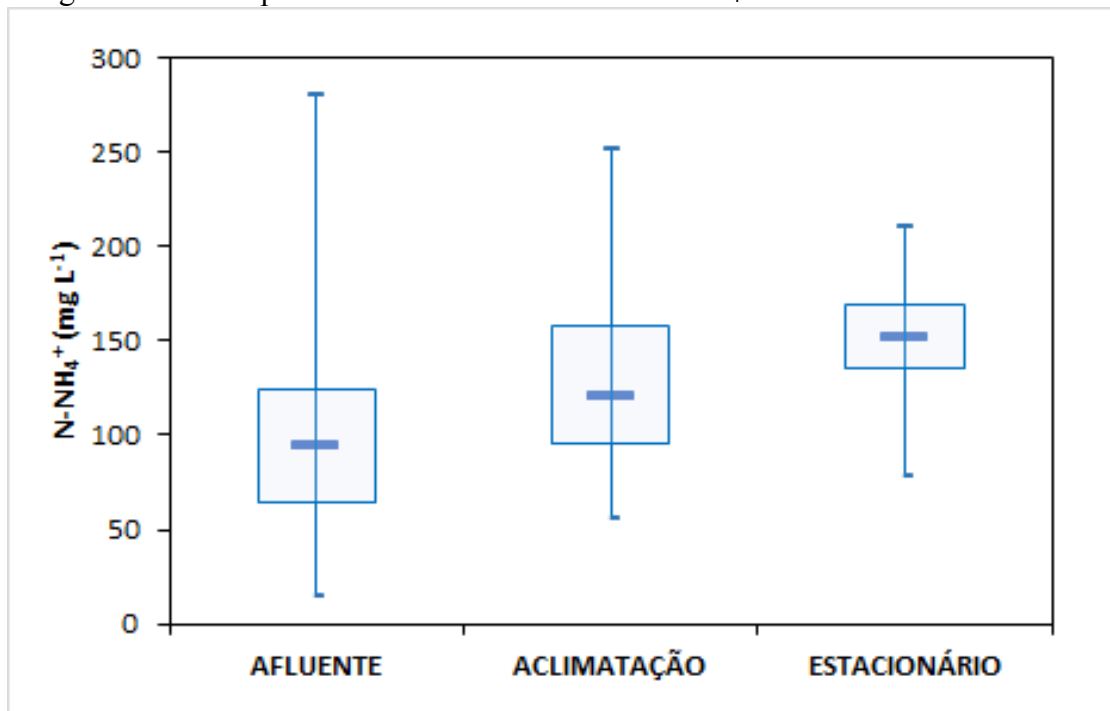
As análises do biogás por cromatografia gasosa indicaram uma composição média de  $65,74 \pm 23,58\%$  de  $\text{CH}_4$ ;  $18,10 \pm 10,68\%$  de  $\text{CO}_2$ ,  $16,12 \pm 29,88\%$  de  $\text{N}_2$ ,  $0,11 \pm 0,10\%$  de  $\text{H}_2\text{S}$  e não detectou  $\text{H}_2$ . As análises de sulfeto dissolvido ( $\text{S}^{2-}$ ) na ARS não detectaram esse composto ao longo do experimento e como pode ser observado na Tabela 3, o intervalo de concentração de  $\text{SO}_4^{2-}$  no afluente foi semelhante ao do efluente indicando que se houve conversão do  $\text{SO}_4^{2-}$  durante a DA da ARS, essa foi muito pequena. Segundo Cruz-Salomón *et al.* (2017) a sulfetogênese é favorecida quando a água residuária que alimenta o reator anaeróbio possui a razão entre a DQO e a concentração  $\text{SO}_4^{2-}$  (razão DQO/ $\text{SO}_4^{2-}$ ) inferior a 7, mas com forte dependência do pH e para razão DQO/ $\text{SO}_4^{2-}$  maior que 10 grande parte do  $\text{H}_2\text{S}$  será removida da parte líquida para o biogás diminuindo o efeito inibidor na massa líquida. Neste trabalho a razão DQO/ $\text{SO}_4^{2-}$  foi de 313 o que justifica o não favorecimento da sulfetogênese, visto também as baixas concentrações do substrato  $\text{SO}_4^{2-}$  na ARS afluente.

Os cátions  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{Ca}^{2+}$  estão presentes em concentrações abaixo de limites considerados moderadamente inibidores da biomassa ( $3500$  a  $5500 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $2500$  a  $4500 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $1000$  a  $1500 \text{ mg L}^{-1}$  e  $2500$  a  $4500 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente) (Chernicharo, 2005), além disso, a concentração desses cátions e do ânion  $\text{PO}_4^{3-}$  estão dentro das faixas sugeridas para solução de nutrientes utilizadas em ensaios de biodegradabilidade anaeróbia e potencial bioquímico de produção de metano como descrito em Çetinkaya *et al.* (2019).

Com base na Tabela 3 é possível perceber que houve redução na concentração de  $\text{P}_T$  após o tratamento da ARS no reator UASB, sugerindo que houve retenção do fósforo orgânico no lodo devido a decantação de parte da matéria orgânica particulada, visto que as concentrações de fósforo na forma de  $\text{PO}_4^{3-}$  não caracterizaram remoções. A incorporação microbiana de fósforo na DA é reportada na literatura como sendo da ordem de  $1/5$  a  $1/7$  daquela estabelecida para o nitrogênio total. Assim, segundo Chernicharo (2005) quando houver a necessidade de suplementação de nutrientes, deve-se fazer a mesma com base na DQO afluente, mantendo a relação DQO:N:P em  $1000:5:1$  para lodos com baixos coeficientes de produção celular ( $Y \cong 0,05 \text{ gSSV gDQO}_{\text{aplicada}}^{-1}$ ) e a relação DQO:N:P em  $350:5:1$  para lodos com altos coeficientes de produção celular ( $Y \cong 0,15 \text{ gSSV gDQO}_{\text{aplicada}}^{-1}$ ). Neste trabalho o tratamento

da ARS foi realizado sob relação DQO:N:P média de 26:1:1 no afluente sem comprometimento ao crescimento celular (produção de lodo no reator) ou a produção de metano. Além disso, principalmente durante o estado estacionário, período com variações na produção de metano inferior a 20%, foram observadas remoção de N-org após o tratamento anaeróbio caracterizando amonificação (Figura 2).

Figura 2 – Desempenho do reator em termos de  $\text{N-NH}_4^+$ .



Fonte: Elaborado pelo autor (2020).

Na Figura 2 pode ser verificado um comportamento estável no que se refere à amonificação no reator UASB mesmo operado sob alta COV, com concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$  do efluente permanecendo majoritariamente entre 85 – 142  $\text{mg L}^{-1}$ . De acordo com Chen *et al.*, (2008) a inibição da produção de metano por  $\text{N-NH}_4^+$  ocorre apenas em concentrações de nitrogênio amoniacal a partir 1700  $\text{mg L}^{-1}$ .

Para Weiland (2010) e Wang *et al.* (2012) a relação C/N (DQO/N) pode controlar a amonificação e a produção de alcalinidade no reator UASB. Segundo os referidos autores uma relação C/N acima de 30 pode levar ao acúmulo de ácidos orgânicos e consequente diminuição do pH, com azedamento do reator anaeróbio tornando o ambiente impróprio para as arqueias metanogênicas. Já relações C/N abaixo de 20 fazem o nitrogênio ser liberado e

acumula-se na forma de amônia, aumentando o pH do efluente e exercendo efeito tóxico aos microrganismos metanogênicos. Neste trabalho a relação C/N média foi de 26/1, portanto, dentro do intervalo de 20 e 30 considerado mais apropriado para biometanização, influenciando positivamente no pH, na alcalinidade e na concentração de AGV no meio (Tabela 4).

Tabela 4 – Desempenho do reator UASB quanto ao pH (a), acidez (b) e alcalinidade (c) durante o tratamento nas fases de aclimação e estacionária.

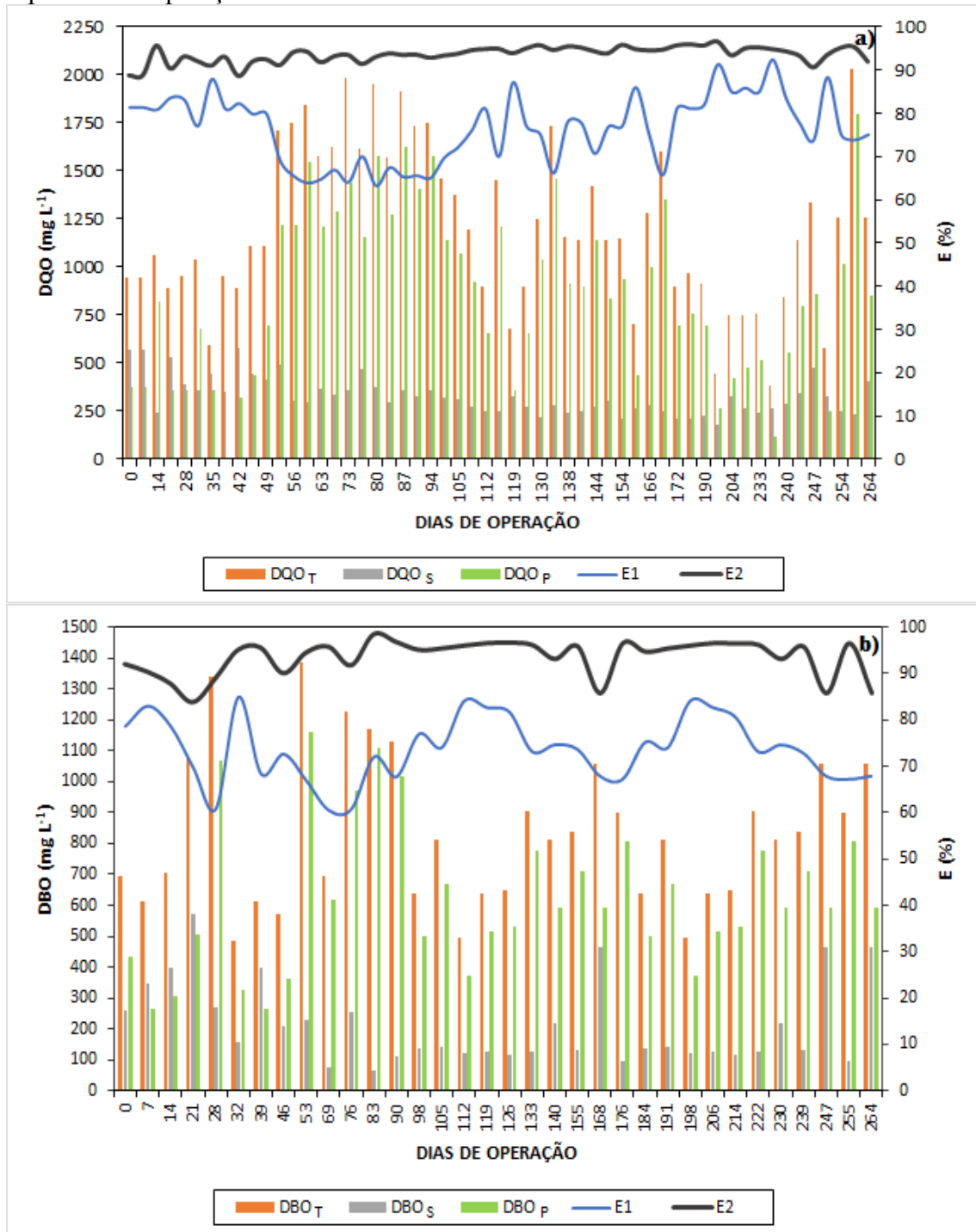
Parâmetro	Afluente	Efluente	
		Aclimação	Estacionário
pH	7,21 ± 0,33	7,60 ± 0,25	8,03 ± 0,19
AGV (mg L <sup>-1</sup> )	1056,57 ± 501,66	360,04 ± 162,92	394,28 ± 127,81
AT (mg CaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup> )	924,07 ± 430,95	886,56 ± 354,70	1112,73 ± 238,61

Fonte: Elaborado pelo autor (2020).

Como pode ser observado na Tabela 4 o pH do efluente se manteve majoritariamente entre 7,0 – 8,0 ou seja, com preponderância alcalina, mas dentro da faixa ótima para a produção de metano, não sendo necessária a correção da ARS antes da alimentação. A manutenção de pH neutros e/ou levemente básicos deve-se a formação do bicarbonato de amônia após a amonificação. Apesar da degradação da matéria orgânica produzir AGV que consomem a alcalinidade, a alcalinidade é produzida novamente durante a etapa de metanogênese da digestão anaeróbia (Montes *et al.*, 2019). A geração de alcalinidade foi muito importante no processo de DA, uma vez que permitiu a neutralização dos AGV, comprovado pela redução na concentração no efluente. Nesse sentido, a análise de AGV serviu como um indicador de estabilidade do processo e mesmo com o reator UASB operando em alta carga não foram detectadas instabilidades no tamponamento natural do sistema, nem eventos de azedamento o que favoreceu a produção de metano e a estabilização da matéria orgânica.

As DQO<sub>T</sub>, DQO<sub>S</sub> e DQO<sub>P</sub> no afluente foram, em média, de 5074,35 ± 244,49 mg L<sup>-1</sup>, 1232,73 ± 427,69 mg L<sup>-1</sup> e 3838,31 ± 503,06 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. Já as DBO<sub>T</sub>, DBO<sub>S</sub> e DBO<sub>P</sub> foram, em média, de 3161,84 ± 539,84 mg L<sup>-1</sup>, 1083,36 ± 427,54 mg L<sup>-1</sup> e 2025,52 ± 586,12 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. Os valores de demanda química e bioquímica de oxigênio efluente e a remoção de matéria orgânica em termos de DQO e DBO<sub>5</sub><sup>20°C</sup> são mostrados na Figura 3.

Figura 3 – DQO e DBO efluente e eficiências de remoção de DQO (a) e DBO (b) durante o período de operação.



Fonte: Elaborado pelo autor (2020).

O afluente alimentado no sistema apresentou DQO<sub>T</sub> com predominância da fração particulada sobre a solúvel (75,64 e 24,29%, respectivamente), fato já conhecido pela literatura especializada (Morais, 2019; Ding *et al.*, 2017).

Durante a operação do reator a remoção média de  $DQO_T$  foi de  $76,31 \pm 7,94\%$ , considerando E1, valor típico encontrado na literatura para a ARS, e a DQO do efluente teve valor médio de  $1200 \text{ mg L}^{-1}$  (Figura 3a). Yang *et al.* (2019) estudaram o desempenho de um reator anaeróbio de batelada sequenciada (ASBR), um reator anaeróbio de filtro-manta de lodo com fluxo ascendente (UBF) e um reator sólido de fluxo ascendente (USR) no tratamento de ARS. Operando sob COV de  $10 \text{ kgDQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ , os reatores ASBR, UBF e USR tiveram eficiência de remoção de DQO de 75, 75 e 67%, respectivamente. Montes *et al.* (2019) ao operarem um reator UASB durante a co-digestão do efluente da produção de gin com de suinocultura, sob COVs de 9,6 e  $13,2 \text{ kgDQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ , obtiveram eficiências de remoção acima de 90%.

Todavia, como visto, para PS E2 é mais representativa da realidade por desconsiderar o *wash-out* do lodo, apesar disso, E2 geralmente não é contemplada nas legislações ambientais para lançamentos de efluentes. Para o reator UASB, E2 foi em média da ordem de  $93,55 \pm 1,88\%$ . Operando em série um reator anaeróbio compartimentado (RAC) e um reator UASB, com TDHs de 15,4 e 9,7 h, cargas hidráulicas de  $1,57$  e  $2,5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  e COVs de 4,46 e  $1,77 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ , respectivamente, Pereira *et al.* (2011) alcançaram E2 médias de  $DQO_T$  de 91,50%, operando com biomassa aclimatada.

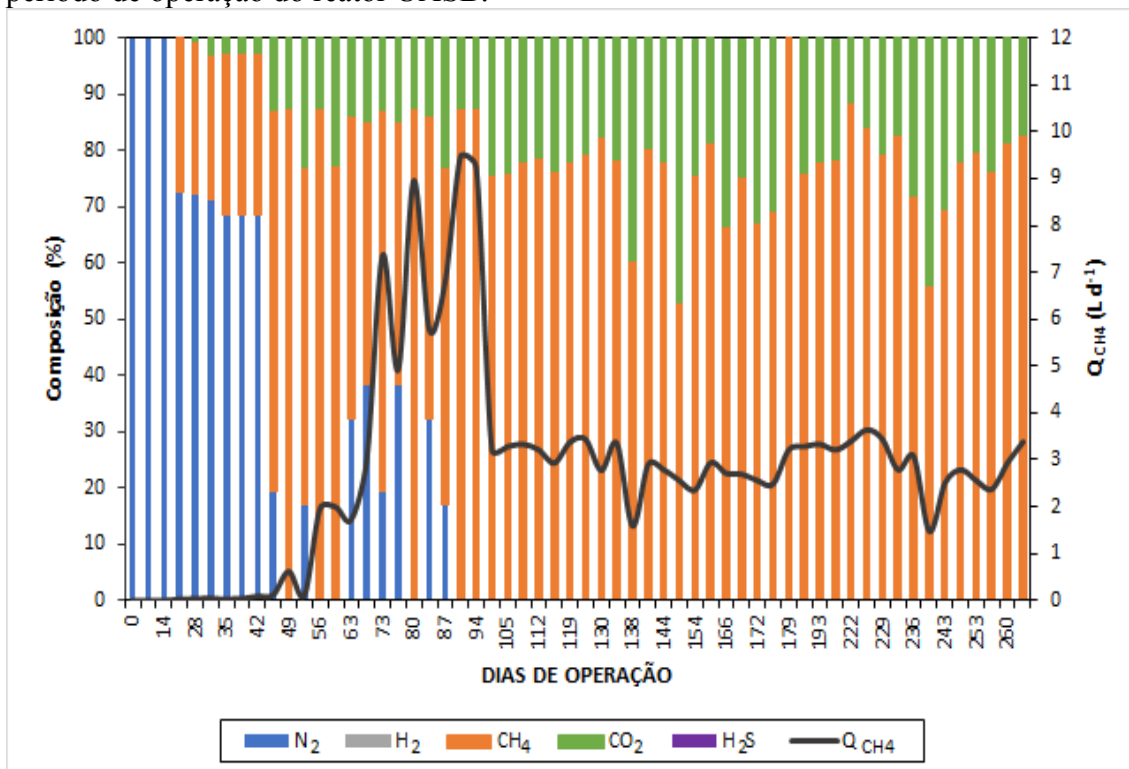
Quanto a  $DBO_5^{20^\circ\text{C}}$  (Figura 3b), esta também apresentou predominância da fração particulada sobre a solúvel (65,74 e 34,26%, respectivamente) com concentração efluente média de  $DBO_T$  de  $818,35 \pm 264,92 \text{ mg L}^{-1}$ . As eficiências de remoção E1 e E2 foram de 74,94 e 93,61%, respectivamente. Campos *et al.* (2005) tratando dejetos suínos em um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) sob COV e TDH médios de  $1,42 \text{ kgDQO}_T \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  e 30 h, respectivamente, obtiveram eficiência de remoção de  $DBO_T$  da ordem de 75%. Já Pereira *et al.* (2011) operando os reatores RAC e UASB em série sob as condições já descritas observaram eficiência médias de remoção de  $DBO_T$  de 85,24%.

Tanto na aclimatação como na fase estacionária as eficiências de remoções médias de DBO e  $DQO_T$  se mantiveram praticamente estáveis. A estabilidade em patamares elevados de remoções mostra a capacidade de tratamento do consorcio microbiano formado no reator. Apesar das eficiências alcançadas, devido as altas cargas aplicadas o efluente ainda apresentou concentrações de matéria orgânica que demandam tratamento complementar antes do lançamento no ambiente, uma vez que não atende aos padrões de lançamento da CONAMA 430/2011 (Morais & dos Santos, 2019). Um pós-tratamento poderia ser realizado por meio de filtros biológicos ou lodos ativados.



O acompanhamento da remoção de matéria orgânica e conversão em metano nos reatores UASB operando em alta carga mostra-se fundamental para o potencial aproveitamento energético do biogás, até porque as energias alternativas têm grande importância estratégica para os países, principalmente no cenário brasileiro em que a Resolução ANP N° 8, de 30 de janeiro de 2015 da Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP), que dispõe sobre o uso de biometano (biogás purificado) foi regulamentada. De acordo com esta resolução, o biometano produzido a partir de dejetos de animais, produtos agrícolas e agroindustriais deve ser equiparado ao gás natural. Isso significa que o biometano purificado pode ter o mesmo uso que o gás natural, desde que atenda a certos padrões de qualidade do produto. Essa equiparação do biometano ao gás natural abre infinitas oportunidades de mercado para esse produto da DA. O potencial de produção de biogás e biometano do reator UASB operando sob alta COV e COB no tratamento de ARS está apresentado na Figura 4.

Figura 4 – Composição do biogás e vazão volumétrica de metano ( $Q_{CH_4}$ ) durante o período de operação do reator UASB.



Fonte: Elaborado pelo autor (2020).

Conforme a Figura 4, mesmo havendo remoção de matéria orgânica, não foi constatada a presença de metano durante os 15 primeiros dias de experimento. Tal fato pode

ser explicado que nos primeiros dias de operação parte da DQO removida era na sua forma particulada, através da retenção na biomassa no lodo. Em média, durante o experimento obteve-se 66,13% em volume de metano na composição do biogás produzido.

Após o 45º dia de operação a porcentagem de metano no biogás se manteve acima de 50%, variando em torno do valor médio de 76,06% na fase estacionária, conferindo alto valor energético ao biogás gerado, podendo ser considerado um combustível, pois um biogás com no mínimo 45% de metano em sua composição é inflamável (Montes *et al.*, 2019). Volumes mais estáveis de CH<sub>4</sub> foram observados depois do terceiro mês de operação, momento em que a eficiência de remoção de DQO já se estabilizara, conferindo previsibilidade no aproveitamento do metano como fonte de energia alternativa.

Xu *et al.* (2019) em um sistema bifásico (ASBR e UASB) obtiveram uma taxa máxima de produção de metano de 270,3 L<sub>CH<sub>4</sub></sub> kgDQO<sup>-1</sup> ao tratarem um co-digestato formado por esterco de suínos e efluente de cervejaria. Zhang & Jahng (2010) obtiveram uma taxa de 262 L<sub>CH<sub>4</sub></sub> kgDQO<sup>-1</sup> em um experimento de batelada ao degradar um efluente de suinocultura. O presente estudo teve uma taxa máxima de produção de metano 291,34 L<sub>CH<sub>4</sub></sub> kgDQO<sup>-1</sup>.

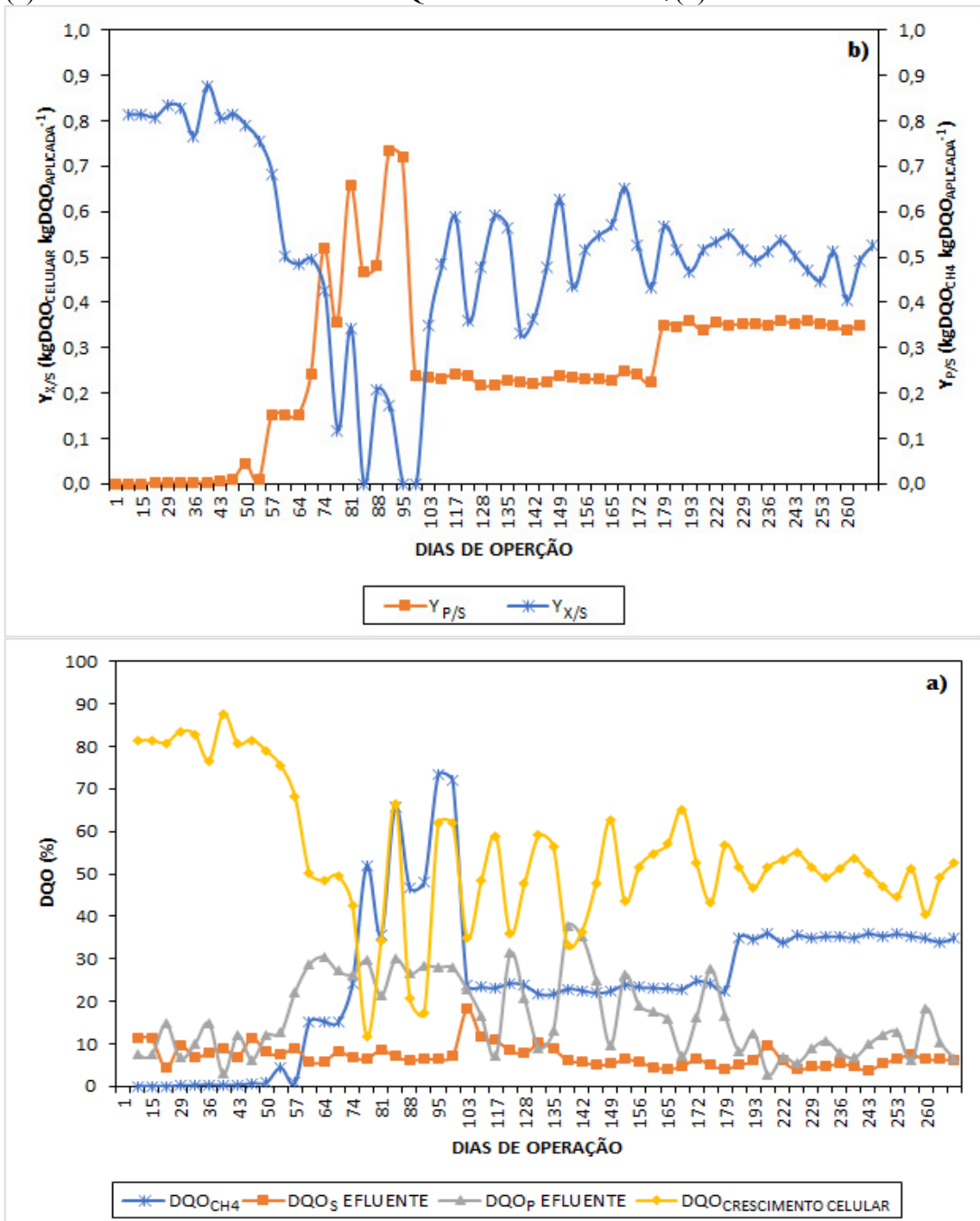
De acordo com Motteran (2013) altas concentrações de óleos e graxas (O&G) prejudicam a granulação do lodo em reatores anaeróbios pois estes compostos evoluem o grão reduzindo sua densidade com conseqüentemente flotação e lavagem com o efluente. Concentrações de O&G superiores a 65 mg L<sup>-1</sup> podem causar problemas operacionais nas estações de tratamento, principalmente no tratamento primário e secundário (Guimarães *et al.*, 2002; Kich, 2017). A ARS alimentada continha, em média, 842,61 mg L<sup>-1</sup> de O&G. O reator apresentou eficiência de remoção de 40,56% na aclimação e 42,64% na fase estacionária.

As eficiências de remoção de ST, STV e SSV foram, em média, de 60,65; 61,78 e 82,44% na fase de aclimação e 53,13; 60,76 e 79,70% na fase estacionária. Na aclimação o efluente do reator continha concentração média de ST, STV, e SSV de 2452,58 ± 1078,82 mg L<sup>-1</sup>; 1570,10 ± 1371,23 mg L<sup>-1</sup> e 827,58 ± 629,81 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. Na fase estacionária verificou-se diminuição das concentrações dessas frações sólidas no efluente. Como explicação, houve retenção dos sólidos na fase inicial do experimento devido a decantação nos reatores e posterior formação de biomassa por crescimento celular. As análises de sólidos também mostraram que a matéria orgânica inicialmente estava presente no afluente em uma forma indisponível (particulada) e ao sofrer hidrólise tornou-se disponível ao metabolismo dos microrganismos anaeróbios.

### 3.2 Balanço de massa e acúmulo de sólidos no sistema

O balanço de massa em termos de DQO da água residuária de suinocultura no período do experimento é apresentado na Figura 5.

Figura 5 – Distribuição da massa ao longo do período de operação em termos de DQO (a) e coeficientes de conversão de DQO em biomassa e  $\text{CH}_4$  (b).



Fonte: Elaborado pelo autor (2020).

Pelo balanço de massa realizado, em média,  $25,38 \pm 17,36\%$  da DQO afluyente foi convertida em metano. Ainda durante a operação,  $7,11 \pm 2,52\%$  da DQO afluyente saiu na forma solúvel sem conversão alguma,  $16,46 \pm 9,24\%$  da DQO afluyente saiu na forma particulada (DQO não convertida mais o lodo varrido) e  $51,04 \pm 16,71\%$  da DQO afluyente foi utilizada para o crescimento do lodo (Figura 5a).

Durante a fase de aclimatação, observou-se que a conversão da DQO afluyente em biomassa foi predominante, com conversão inexpressiva da DQO em metano. A partir da fase estacionária, a conversão da DQO em metano estabilizou-se, na média, em  $31,43 \pm 11,89\%$ , com diminuição da DQO convertida em biomassa. Os resultados são esperados, uma vez que na aclimatação há o aumento da biomassa, com consumo de alimento disponível e posterior produção de  $\text{CH}_4$ . Como pode ser verificado pelo comportamento das curvas na Figura 5b, no coeficiente  $Y_{X/S}$  (quantidade de células geradas por substrato aplicado) as maiores produções de lodo ocorreram no início da operação ao passo que se estabilizaram a partir dos 150 dias. Já no coeficiente  $Y_{P/S}$  (quantidade de produto formado por substrato aplicado) mostra, assim como a Figura 4, que a produção de metano demorou a correr, e estabilizou-se por volta dos 100 dias de operação. Os resultados indicam, portanto, que após a fase de maior crescimento celular, a matéria orgânica passou a ser empregada para produção de metano.

Durante o experimento, em média,  $8355,14 \pm 5799,95 \text{ mg d}^{-1}$  da DQO aplicada foi recuperada em termos de metano ( $4652,05 \pm 6956,67$  e  $10304,14 \pm 3956,89 \text{ mg d}^{-1}$ , nas fases de aclimatação e estacionária, respectivamente), enquanto que  $16873 \pm 7309,30 \text{ mg d}^{-1}$  foi convertida em biomassa celular. Essa conversão é expressa pelas evoluções da produção de lodo no sistema (P) e coeficiente de sólidos no sistema (Y), como mostrado na Tabela 5.

Tabela 5 - Evolução do comportamento da biomassa no reator durante o experimento.

ETAPAS	P	Y	STV/ST
Inoculação	-	-	0,67
90 Dias	0,209	6,32	0,68
172 Dias	0,021	0,63	0,73
260 Dias	0,022	0,68	0,74

Fonte: Elaborado pelo autor (2020).

P - ( $\text{gSST d}^{-1}$ ); Y - ( $\text{gSST kgDQO}_{\text{aplicada}}^{-1}$ ).

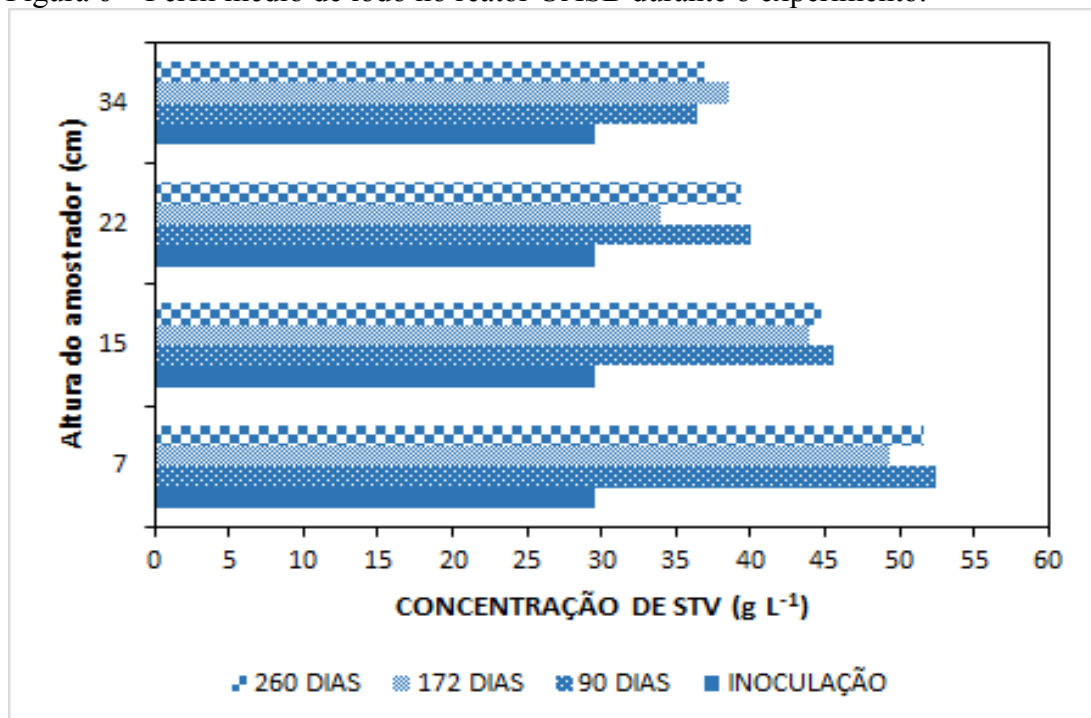
Sabendo-se que a carga orgânica aplicada no reator permaneceu inalterada pelo período estudado (DQO afluyente e vazão permaneceram constantes) e que os dados mostram

diminuição da COB entre as etapas, então houve aumento de biomassa no reator, mesmo ocorrendo alguma perda de sólidos por varredura. Esse aumento da biomassa pode ser advindo do aumento do volume ou da concentração do lodo no reator. Os dados indicam que a concentração de STV aumentou no sistema, uma vez que a relação STV/ST passou de 0,67 para 0,74 entre os 260 dias de experimento (Tabela 5).

Corroborando com os resultados acima, os dados de produção de lodo e coeficiente de sólidos no sistema também indicam que houve crescimento da biomassa no reator. Chernicharo (2005) reporta valores de  $Y$  para esgotos domésticos da ordem de 0,1 a 0,2 kgSST kgDQO<sub>aplicada</sub><sup>-1</sup>. Verifica-se que o crescimento observado foi baixo se comparado com a literatura citada, e progressivamente menores em cada nova etapa de testes, o que pode ser justificado pelo ajuste natural da relação  $A/M$  advinda da aclimação da biomassa a carga orgânica aplicada e ao arraste de sólidos pela ascensão do efluente no reator. O fato de haver crescimento da biomassa é muito importante para o tratamento, mais ainda ao considerar as cargas aplicadas, pois indicam a estabilidade como um todo do sistema e a aclimação do lodo as condições operacionais.

A Figura 6 traz o perfil de lodo no compartimento de digestão do reator UASB.

Figura 6 – Perfil médio de lodo no reator UASB durante o experimento.



Fonte: Elaborado pelo autor (2020).

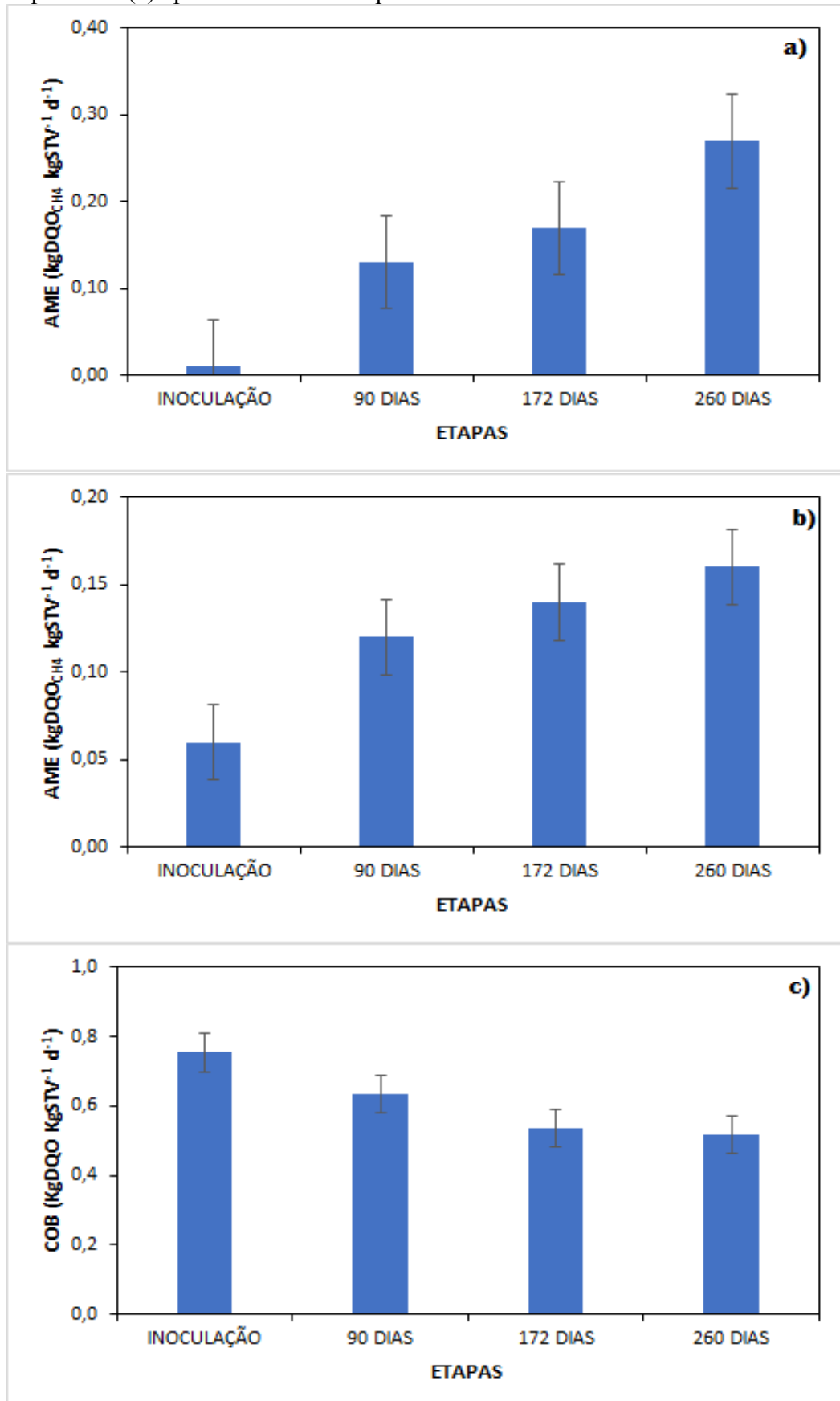
Pela Figura 6 é possível constatar a gradativa estratificação de camadas com o passar do tempo, com maiores concentrações de lodo progressivamente mais próximos ao fundo do reator. Essa análise é importante na operação das ETEs com reatores UASB no descarte da biomassa excedente. Para isso, basta transformar a concentração média do lodo obtida entre vários amostradores de alturas diferentes em porcentagem de lodo no sistema, simplesmente dividindo a concentração ( $\text{g L}^{-1}$ ) por 10 (dez). Para Chernicharo (2005), a concentração esperada para o lodo de descarte deve estar entre 2 a 5%.

### 3.3 Atividade metanogênica específica (AME)

A AME da glicose é a mais representativa da realidade no experimento, por ser um substrato quimicamente mais complexo que o AGV, assim como a água residuária de suinocultura. Os valores de AME do lodo inoculado na partida do reator são os menores considerando a série realizada. Com o tempo, os valores da AME aumentam progressivamente para os dois substratos, indicando que a atividade metanogênica do lodo também aumentou, notadamente para o AGV, possivelmente pela sua menor complexidade como substrato em relação a glicose. O menor aumento da AME para a glicose deve-se ao fato do lodo ter permanecido por um longo período de tempo armazenado a baixas temperaturas, afetando seu crescimento normal, bem como a necessidade de um tempo de aclimação ao substrato mais complexo empregado no experimento (Figuras 7a e 7b) (Koch, 2019).

A análise das Figuras 7a e 7b revelam o aumento entre a AME do inóculo e dos testes subsequentes para os dois substratos. Esse aumento foi provocado pela crescente atividade biológica do lodo do reator, com conseqüente maior produção de metano. Houve, portanto, um crescimento do lodo registrado pela concentração de STV, como mostrado no perfil de lodo do reator (Figura 6) e concomitante melhoria da atividade biológica, a partir da seleção de microrganismos mais aclimatados em degradar o substrato no meio, culminando numa maior produção de metano, como indicado pelo biomol e teste de AME. Najafpour *et al.* (2006) relataram um aumento nos SSV de 41,7 para 74,2  $\text{g L}^{-1}$  em um biorreator de filme fixo de lodo anaeróbico de fluxo ascendente, o que se refletiu em um aumento na AME de 0,14 para 0,46  $\text{kgDQO}_{\text{CH}_4} \text{ kgSSV}^{-1} \text{ d}^{-1}$  no início da operação do reator. Além disso, em estado estacionário, foi observado um aumento na AME de 0,80  $\text{kgDQO}_{\text{CH}_4} \text{ kgSSV}^{-1} \text{ d}^{-1}$  quando a concentração de SSV foi de 75,2  $\text{g L}^{-1}$ .

Figura 7 – Resultados do teste de AME para o AGV (a) e glicose (b) em cada etapa. COB (c) aplicada em cada etapa.



Fonte: elaborado pelo autor (2020).

A partir da AME do lodo inoculado encontrou-se a carga orgânica volumétrica máxima de partida, que representa o quanto de carga orgânica o lodo teoricamente suporta tratar sem que hajam problemas operacionais no reator, pois na partida, a AME equivale a COB. Para a glicose a AME foi de  $0,06 \text{ kgDQO}_{\text{CH}_4} \text{ kgSTV}^{-1} \text{ d}^{-1}$  e para o AGV  $0,01 \text{ kgDQO}_{\text{CH}_4} \text{ kgSTV}^{-1} \text{ d}^{-1}$ . Porém, a COB realmente inoculada foi cerca de 12 e 75 vezes maior que a AME para a glicose e o AGV, respectivamente, o que caracteriza submeter o sistema de tratamento a alta carga de operação (Figura 7c).

É importante notar que a medida que o experimento prosseguiu, a relação COB/AME diminuiu progressivamente em cada novo teste realizado até aproximadamente 3,2 e 1,2, para a glicose e o AGV, respectivamente, aos 260 dias. Esse resultado mostra a aclimatação do lodo ao substrato e o aumento de sua atividade, de modo que ele passa a suportar cada vez mais carga orgânica sem que hajam distúrbios no reator. A medida que a aclimatação avançou, o lodo tornou-se mais capaz de degradar o alimento fornecido, ao extremo, a COB fornecida seria igual a AME do lodo, chegando a sua atividade específica máxima.

Ainda pelos testes de AME teve-se uma ideia da diversidade e o comportamento de crescimento das populações bacterianas no reator. A utilização do AGV como substrato da indicação das populações de archeas metanogênica acetoclásticas, bem como a glicose da população de bactérias acidogênicas e acetogênicas no meio. Pelos resultados obtidos no inóculo, as populações de bactérias acidogênicas e acetogênicas sobressaía-se sobre a população de metanogênicas. Com o tempo e a aclimatação da biomassa ao substrato houve a inversão do tamanho das populações, com predominância das metanogênicas no meio. Os resultados corroboram com a estrutura da comunidade biológica encontrada nas análises de biomol.

Por fim os valores da AME mostraram que o lodo apresentou em cada nova etapa progressivo potencial de produção de  $\text{CH}_4$  para os dois substratos. Verificou-se, portanto, que apesar de o reator operar com alta carga foram observadas estabilidades tanto na produção volumétrica de biogás, como na concentração de metano no biogás, ao contrário do que se reporta usualmente na literatura, não foram detectadas instabilidades na conversão da matéria orgânica no  $\text{CH}_4$ .

### 3.4 Diversidade das comunidades microbiológicas

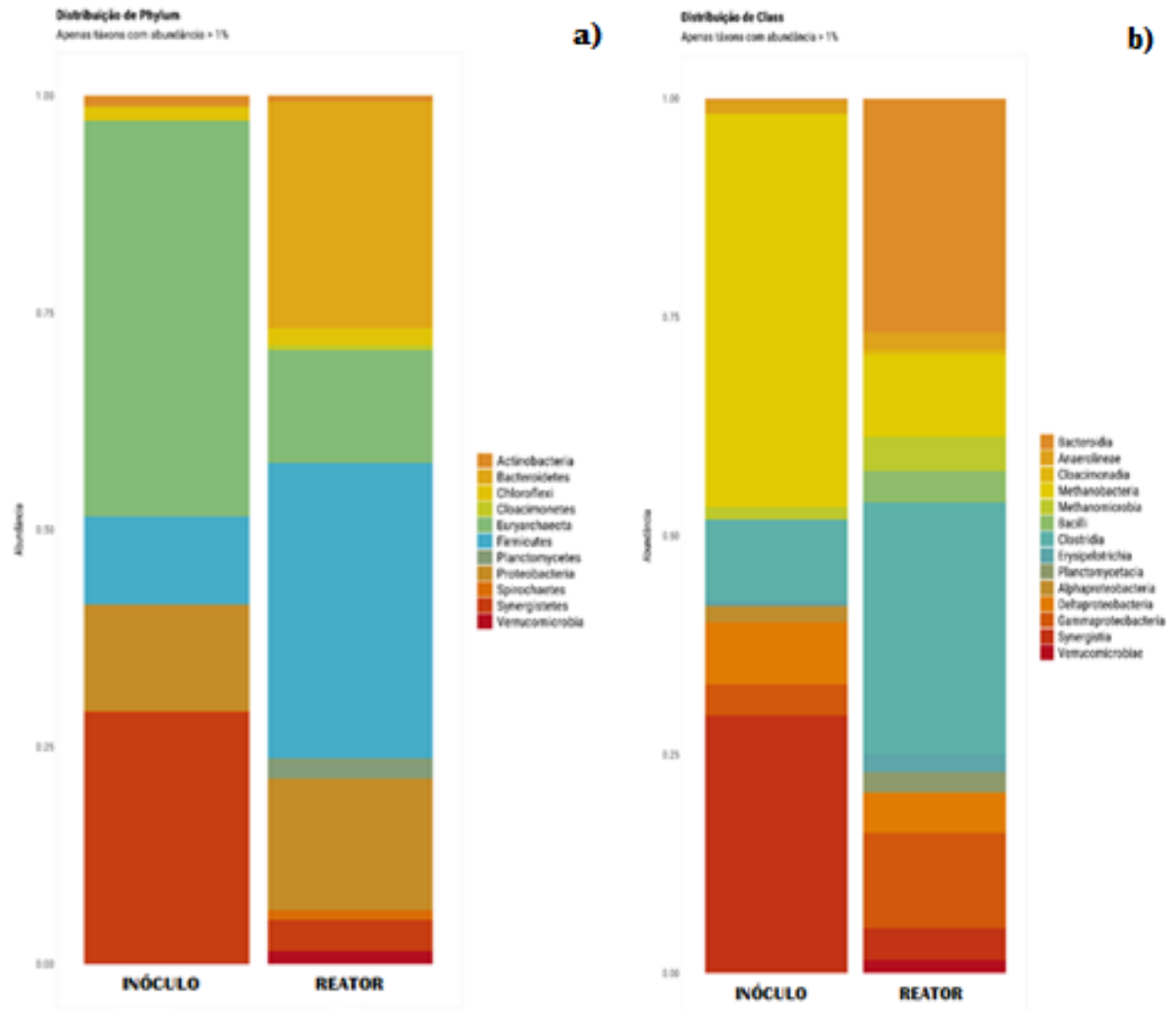


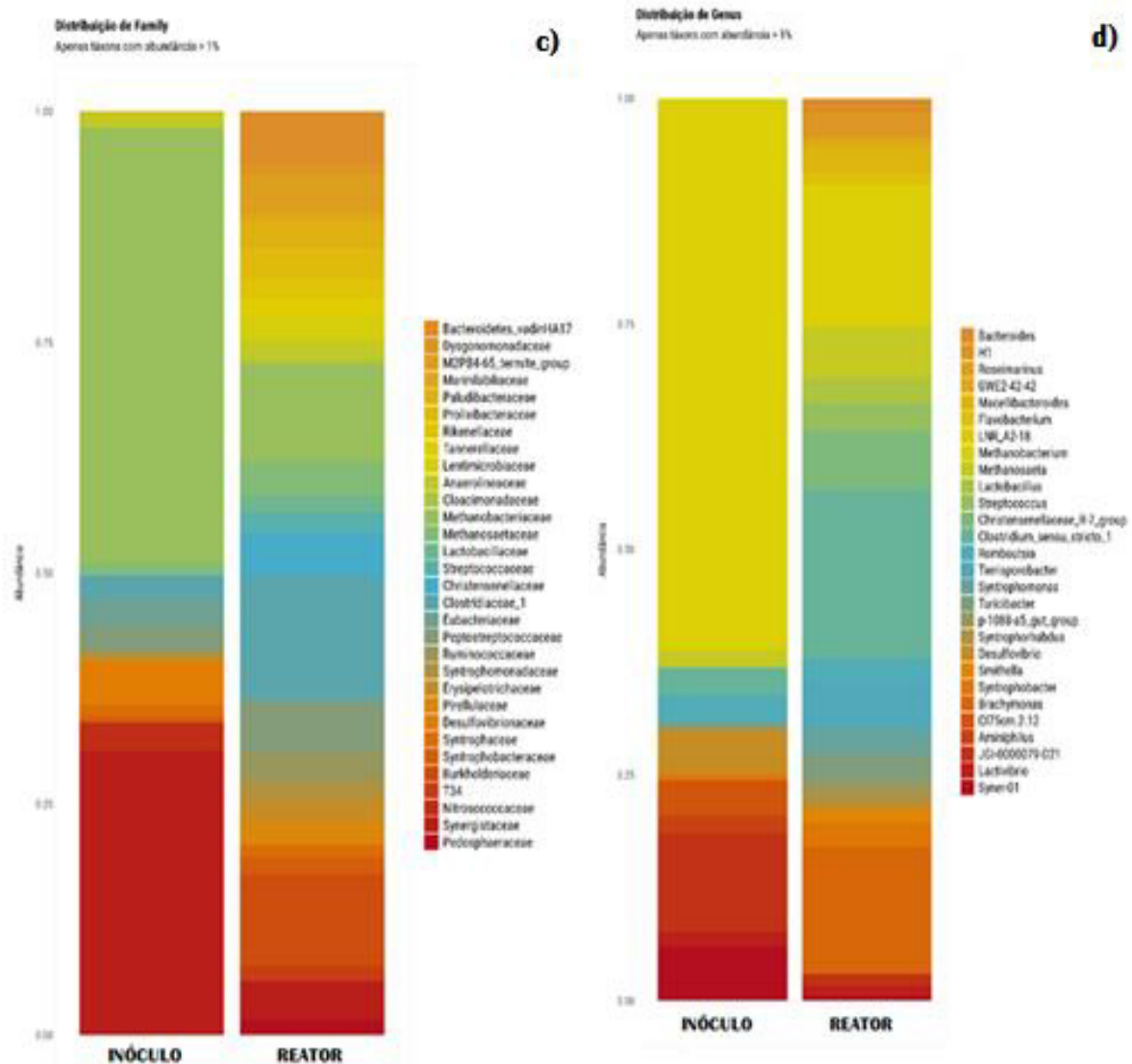
Verificou-se uma mudança na diversidade da comunidade microbiana entre o inóculo e o lodo do reator durante o período de operação.

### 3.4.1 Estrutura da comunidade bacteriana

As abundâncias relativas de bactérias e arqueias nos níveis de filo, classe, família e gênero no lodo inóculo e no lodo do reator são mostradas na Figura 8.

Figura 8 – Estrutura da comunidade microbiana do lodo inóculo e do reator UASB nos níveis de filo (a), classe (b), família (c), gênero (d).





Fonte: elaborado pelo autor (2020).

Ao nível do filo, Figura 8a, no lodo inóculo foram predominantes as Synergistetes, Proteobacteria e Firmicutes (representando, respectivamente, 28,94; 12,22 e 10,11% das sequências de genes bacterianos), filos que possuem, principalmente espécies fermentativos de ácidos orgânicos, proteínas, peptídeos; em alguns casos ocorrendo a formação de acetato e sendo comumente encontradas em estações de tratamento de esgoto (ETEs), principalmente, por conta do afluente das estações (Maune *et al.*, 2012; Saunders *et al.*, 2016; Simankova *et al.*, 2015). No reator houve diminuição brusca da presença de Synergistetes, acompanhado por um aumento no número de Firmicutes e Bacteroidetes (34,02 e 26,12%, respectivamente), que são as principais fermentativas acidogênicas em um sistema de digestão anaeróbia que trata água residuária de suinocultura (Li *et al.*, 2017; Zhang, *et al.*, 2016).

Duda *et al.*, (2015) estudando a microbiota de um reator anaeróbio horizontal tratando água residuária de suinocultura, encontraram bactérias representantes de alguns dos mesmos filos encontrados no presente estudo (Proteobacteria, Bacteroidetes, Firmicutes e Actinobacteria). Para Liu *et al.* (2015) o filo Proteobacteria é o grupo taxonômico de microrganismos mais comum no trato digestivo de suínos.

No nível de classe, Figura 8b, Synergistia apresentou abundância relativa de 29,38% no inóculo. No reator houve predominância de Clostridia, Bacteroidia e Gammaproteobacteria com 28,76; 26,67 e 10,89%, respectivamente. Essas classe estão relacionadas a uma variedade de bactérias fermentativas que metabolizam ácidos de cadeia curta, açúcares e proteínas, com formação de ácido acéticos, além de bactérias redutoras de sulfato (Hahnke, *et al.*, 2016; Kaksonen, *et al.*, 2007).

No inóculo, a nível familiar (Figura 8c) Synergistaceae apresentou a maior abundância com 30,82%. Para o reator, Clostridiaceae 1 foi a mais observada (13,36%). Esta família possui bactérias que podem metabolizar vários compostos, como carboidratos, aminoácidos, álcoois e purinas (Alou *et al.*, 2018). O ácido butírico é um produto da fermentação de uma de suas espécies. Também são formadas concentrações variáveis de ácido acético, ácido láctico e/ou etanol, propanol ou butanol como produtos da fermentação (Tanner *et al.*, 2012).

A nível de gênero, Figura 8d, JGI-0000079-D21 e Syner-01 demonstram vantagem no lodo inóculo, respondendo, respectivamente, por 11,10 e 6,07% das sequências de genes bacterianos. Para o reator, as espécies pertencentes a *Clostridium sensu stricto* 1 (ordem Clostridiales) foram as mais abundantes, representando 18,65% das sequências. Os membros do gênero *Clostridium sensu stricto* 1 podem converter sacarídeos (como glicose) como fontes de energia em acetato, butirato, lactato, etanol, H<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub> (Bauchart-Thevret *et al.*, 2009). Outro gênero dominante (13,93%) foi o de *Brachymonas* (ordem Betaproteobacteriales), gênero que os carboidratos não são utilizados como fontes de carbono ou energia, com bactérias mesofílicas, neutrofílicas e não-halofílicas, com bom crescimento em presença de sais de ácidos orgânicos e aminoácidos. Não realizam hidrólise de polissacarídeos, proteínas ou lipídios. Atualmente, o gênero inclui uma espécie presente em condições anaeróbicas: a *B. denitrificans* tem crescimento anaeróbico com o nitrato como aceptor final de elétrons (Hiraishi, 2015).

### **3.4.2 Estrutura da comunidade de Archeas**

A nível de filo, Figura 8a, 100% das arqueias do reator e do inóculo eram de Euryarchaeota, microrganismos conhecidos na produção de biogás (Yang *et al.*, 2019). No entanto, no lodo inóculo esse filo representava 62,97% de toda a comunidade microbiológica. Já no reator, Euryarchaeota representou apenas 21,37 e 29,15% da microbiota. Perdendo muito espaço para bactérias fermentativas. Isso por conta de o afluente ter boa parte da matéria orgânica na forma particulada, justificando as baixas taxa de hidrólise e de produção de metano no início do experimento. Duda *et al.*, (2015) também encontraram em seus estudos dentre os filios mais representativos, o Euryarchaeota, que pertence ao domínio Archaea, e inclui microrganismos que produzem metano.

A distribuição das arqueias no nível de gêneros (Figura 8d) mostrou que as espécies dominantes foram *Methanobacterium* (mais de 94,90% das arqueas para as três amostras) e *Methanosaeta* nas duas amostras. No inóculo, as *Methanobacterium* representavam 61,01% da totalidade dos diferentes gêneros presentes no lodo, enquanto que no reator elas eram responsáveis por 15,66 e 20,52% da microbiota. As espécies pertencentes ao gênero *Methanobacterium* são metanogênicas hidrogenotróficas, que utilizam  $H_2/CO_2$  e às vezes formato e álcoois como substratos para crescimento e produção de metano (Whitman *et al.*, 2014). O crescimento ocorre sob condições estritamente anaeróbicas e a maioria das espécies é capaz de crescer autotroficamente (Kern *et al.*, 2015; Shcherbakova *et al.*, 2011). Já as *Methanosaeta* são metanogênicas acetoclásticas. O crescimento ocorre sob condições estritamente anaeróbicas, com o acetato como única fonte de energia. O metano e o  $CO_2$  são produzidos como produtos finais da assimilação do acetato (Ma *et al.*, 2006; Montero *et al.*, 2009). Duda *et al.*, (2015) identificou principalmente os gêneros *Methanosarcina* (8%), *Methanosaeta* (>2%) e *Methanothermobacter*, *Methanobrevibacter* e *Methanoculleus* (<2%).

#### 4. CONCLUSÃO

A ARS mostrou-se ser um meio nutritivo adequado para o crescimento de uma microbiota capaz de promover seu tratamento em reatores UASB, não necessitando de complementação nutricional para isso. O reator UASB operando em alta carga apresentou estabilidade quanto ao tamponamento natural do sistema em todo o período de operação, não

se registrando eventos de azedamentos. A ARS também não favoreceu a ocorrência de sulfetogênese durante a DA.

Mesmo operando com cargas orgânicas muito superiores aquelas indicadas pela literatura especializada, a remoção média de  $DQO_T$ , a taxa máxima de produção de metano e o coeficiente de conversão de matéria orgânica em  $CH_4$  ( $Y_{P/S}$ ) mostraram que o reator conseguiu remover de maneira satisfatória a matéria orgânica da ARS e produzir biogás. Além disso, esse metano presente no biogás continha concentrações suficientes para potencial uso como fonte de energia alternativa.

Constatou-se pelo balanço de massa que na fase estacionária do tratamento a maior parte da matéria orgânica foi utilizada para crescimento celular e produção de metano. Pelos dados obtidos no estudo conclui-se que houve crescimento celular apesar das sobrecargas orgânicas impostas ao lodo. Este aclimatou-se progressivamente as condições do meio e aumentou sua atividade microbiana. Pelas AME realizadas verificou-se a evolução da atividade metanogênica microbiana e das diversidades microbiológicas no reator, confirmando a predominância de grupos microbianos reconhecidos na literatura como comuns no tratamento da ARS.

Conclui-se finalmente que o reator UASB operando em alta carga é suficientemente estável no tratamento da ARS, conferido ao efluente e ao produto características semelhantes aos reatores convencionais, apesar de poderem tratar mais matéria orgânica do que estes no mesmo período de tempo. Recomenda-se mais estudos com reatores UASB operando com altas cargas e submetidos as mais diversas condições operacionais, para o aprofundamento no entendimento da DA com esse tipo de tratamento.

## REFERÊNCIAS

- ABCS. (2016). Mapeamento da Suinocultura Brasileira (1a). Brasília.
- ALOU, M. T., Ndongo, S., Frégère, L., Labas, N., Andrieu, C., Richez, M., ... Raoult, D. (2018). Taxonogenomic description of four new *Clostridium* species isolated from human gut: ‘*Clostridium amazonitimonense*’, ‘*Clostridium merdae*’, ‘*Clostridium massilidielmoense*’ and ‘*Clostridium nigeriense*.’ *New Microbes and New Infections*, 21, 128–139. <https://doi.org/10.1016/j.nmni.2017.11.003>
- ANGELIDAKI, I. *et al.*, Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Science and Technology*, v. 59, n. 5, p. 927-934, 2009.
- ANP, Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis. Resolução ANP N° 8, DE 30.1.2015 - DOU 2.2.2015
- APHA. American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater, 21<sup>st</sup> ed. Washington, 2005.
- APHA., 2012. Standard methods for the examination of water and wastewater. 22<sup>a</sup>. ed. Washington: American Public Health Association.
- BRASIL. Resolução CONAMA n°430, de 13 de maio de 2011. *Condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA*. Publicada no DOU n° 92, de 16 de maio de 2011, pág. 89.
- BUCHAUER, K. A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in influents to waste-water and sludge treatment process. *Water SA*, v.24, n. 1, p. 49-56. 1998.
- BAUCHAR-THEVRET, C., Stoll, B., Chacko, S., & Burrin, D. G. (2009). Sulfur amino acid deficiency upregulates intestinal methionine cycle activity and suppresses epithelial growth in neonatal pigs. *American Journal of Physiology - Endocrinology and Metabolism*, 296(6), 1239–1250. <https://doi.org/10.1152/ajpendo.91021.2008>
- CAMPOS, C. M. M. *et al.* Avaliação do potencial de produção de biogás e da eficiência de tratamento do reator anaeróbico de manta de lodo (UASB) alimentado com dejetos de suínos. *Ciênc. agrotec.*, Lavras, v. 29, n. 4, p. 848-856, ago. 2005. Disponível em <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S141370542005000400018&lng=pt&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S141370542005000400018&lng=pt&nrm=iso)>. acessos em 06 nov. 2020. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542005000400018>.
- CAMPOS, C.M.M.; PRADO, M.A.C.; PEREIRA, E.L. (2014) Kinetic parameters of biomass growth in a UASB reactor treating wastewater from coffee wet processing (WCWP). *Revista Ambiente & Água*, v. 9, n. 4, p. 577-592.
- ÇETINKAYA, A. Y. Evaluation of anaerobic biodegradability potential and comparative kinetics of different agro-industrial substrates using a new hybrid computational coding scheme. *Journal of Cleaner Production* 238 (2019) 117921. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117921>
- CHEN, Y., Cheng, J. J., & Creamer, K. S. (2008). Inhibition of anaerobic digestion process : A review, 99, 4044–4064. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.057>

- CHENG, D. L., Ngo, H. H., Guo, W. S., Chang, S. W., Nguyen, D. D., Kumar, S. M., ... Wei, D. (2018). Problematic effects of antibiotics on anaerobic treatment of swine wastewater. *Bioresource Technology*, 263(May), 642–653. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.05.010>
- CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores anaeróbios*. 2. ed. ampl. e atual. Belo Horizonte, MG: UFMG. 2005. 78-254 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v. 5).
- CRUZ-SALOMÓN, A., Meza-Gordillo, R., Rosales-Quintero, A., Ventura-Canseco, C., Lagunas-Rivera, S., & Carrasco-Cervantes, J. (2017). Biogas production from a native beverage vinasse using a modified UASB bioreactor. *Fuel*, 198, 170–174. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2016.11.046>
- DENG, L., Cai, C., & Chen, Z. (2007). The treatment of pig slurry by a full-scale Anaerobic-Adding Raw Wastewater-Intermittent Aeration Process. *Biosystems Engineering*, 98(3), 327–334. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2007.08.001>
- DERMIBAS, M.; Balat, M.; Balat, H., *Biowastes-to-biofuels*. *Energy Conversion Management* 2011, 52, 1815.
- DE SOUSA E SILVA, A. Potentialities of biotechnological recovery of methane, hydrogen and carboxylic acids from agro-industrial wastewaters. *Bioresource Technology Reports* 10 (2020) 100406. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2020.100406>
- DING, W. *et al.* Effective swine wastewater treatment by combining microbial fuel cells with flocculation. *Chemosphere*, v. 182, p. 567-573, 2017.
- DUDA *et al.* (2015). A balanced microbiota efficiently produces methane in a novel high-rate horizontal anaerobic reactor for the treatment of swine wastewater. *Bioresource Technology* 197 (2015) 152–160. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2015.08.004>
- GUIMARÃES, A. K. V. *et al.* Avaliação Estatística da Determinação do Teor de Óleos e Graxas em efluente doméstico. In: VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Vitória, 2002.
- HAHNKE, S., Langer, T., Koeck, D. E., & Klocke, M. (2016). Description of *Proteiniphilum saccharofermentans* sp. nov., *Petrimonas mucosa* sp. nov. and *Fermentimonas caenicola* gen. nov., sp. nov., isolated from mesophilic laboratory-scale biogas reactors, and emended description of the genus *Proteiniphilum*. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 66(3), 1466–1475. <https://doi.org/10.1099/ijsem.0.000902>
- HIRAISHI, A. (2015). *Brachymonas*. *Bergey's Manual of Systematics of Archaea and Bacteria*, 1–4. <https://doi.org/10.1002/9781118960608.gbm00944>
- ILLUMINA INC., 2013. 16S Metagenomic Sequencing Library Preparation. *Illumina Guides*. [https://support.illumina.com/content/dam/illumina-support/documents/documentation/chemistry\\_documentation/16s/16s-metagenomic-library-prep-guide-15044223-b.pdf](https://support.illumina.com/content/dam/illumina-support/documents/documentation/chemistry_documentation/16s/16s-metagenomic-library-prep-guide-15044223-b.pdf).
- KAKSONEN, A. H., Spring, S., Schumann, P., Kroppenstedt, R. M., & Puhakka, J. A. (2007). *Desulfurispora thermophila* gen. nov., sp. nov., a thermophilic, spore-forming sulfate-reducer isolated from a sulfidogenic fluidized-bed reactor. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 57(5), 1089–1094. <https://doi.org/10.1099/ijms.0.64593-0>
- KANEHISA, M., & Goto, S. (2000). KEGG: Kyoto Encyclopedia of Genes and Genomes. *Nucleic Acids Research*, 28(1), 27–30. <https://doi.org/10.1093/nar/28.1.27>

KERN, T., Linge, M., & Rother, M. (2015). *Methanobacterium Aggregans* sp. nov., a hydrogenotrophic methanogenic archaeon isolated from an anaerobic digester. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 65(6), 1975–1980. <https://doi.org/10.1099/ijs.0.000210>

KICH, M.; BÖCKEL, W. J. Análise de óleos e graxas em efluentes por espectrofotometria. *Estação Científica (UNIFAP)*, v. 7, n. 3, p. 61-69, 2017.

KOCH, K. Hafner SD, Weinrich S e Astals S (2019) Identificação de problemas críticos em testes de potencial bioquímico de metano (BMP) a partir de curvas de produção de metano. *Frente. Environ. Sci.* 7: 178. doi: 10.3389 / fenvs.2019.00178

LI, R., Duan, N., Zhang, Y., Liu, Z., Li, B., Zhang, D., ... Dong, T. (2017). Co-digestion of chicken manure and microalgae *Chlorella* 1067 grown in the recycled digestate: Nutrients reuse and biogas enhancement. *Waste Management*, 70, 247–254. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.09.016>

LI, Y., Chen, Y., & Wu, J. (2019). Enhancement of methane production in anaerobic digestion process : A review. *Applied Energy*, 240(June 2018), 120–137. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.01.243>

Liu, A., Chou, C., Chen, L., Kuo, C., 2015. Bacterial community dynamics in a swine wastewater anaerobic reactor revealed by 16S rDNA sequence analysis. *J. Biotechnol.* 194, 124–131.

LONGARETTI, G. (2019) Estudo da atividade metanogênica específica de diferentes lodos anaeróbios. *Eng. Sanit. Ambient.* vol.24 no.6 Rio de Janeiro. 2019 Epub Dec 20, 2019 <https://doi.org/10.1590/s1413 41522019140730>

LONGO, R. R. Geração de metano em reator UASB: avaliação de parâmetros de monitoramento para controle do processo de tratamento anaeróbio de vinhaça. 2015. 147 f. Dissertação de Mestrado ( Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2015. p. 93.

MA, K., Liu, X., & Dong, X. (2006). *Methanosaeta harundinacea* sp. nov., a novel acetate-scavenging methanogen isolated from a UASB reactor. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 56(1), 127–131. <https://doi.org/10.1099/ijs.0.63887-0>

MARTINS & LEÃO. Estudo comparativo entre aterro sanitário e incineração para geração de energia em projeto regional formado por um consórcio de municípios. *Revista energia na agricultura.* v. 33 n. 1 (2018): Revista Energia na Agricultura. DOI: <https://doi.org/10.17224/EnergAgric.2018v33n1p37-44>

MAUNE, M. W., & Tanner, R. S. (2012). Description of *Anaerobaculum hydrogeniformans* sp. nov., an anaerobe that produces hydrogen from glucose, and emended description of the genus *Anaerobaculum*. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 62(4), 832–838. <https://doi.org/10.1099/ijs.0.024349-0>

MONTERO, B., García-Morales, J. L., Sales, D., & Solera, R. (2009). Analysis of methanogenic activity in a thermophilic-dry anaerobic reactor: Use of fluorescent in situ hybridization. *Waste Management*, 29(3), 1144–1151. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.08.010>



- MONTES, J. A., Leivas, R., Martínez-Prieto, D., & Rico, C. (2019). Biogas production from the liquid waste of distilled gin production: Optimization of UASB reactor performance with increasing organic loading rate for co-digestion with swine wastewater. *Bioresource Technology*, 274(November 2018), 43–47. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.11.060>
- MORAIS, N. W. S. Recuperação de subprodutos (metano e ácidos carboxílicos) em sistemas anaeróbios tratando resíduos agroindustriais. 2019. 167 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2019. p. 42-44.
- MORAIS, N. W. S. & Dos Santos A. B. (2019). Análise dos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos e de reúso de águas residuárias de diversos estados do Brasil. *Revista DAE*, núm. 215 - vol. 67. Janeiro a março de 2019. DOI: 10.4322/dae.2019.004
- MOTERANI, F. *et al.* (2013) Physicochemical study of pH, alkalinity and total acidity in a system composed of Anaerobic Baffled Reactor (ABR) in series with Upflow Anaerobic Sludge Blanket reactor (UASB) in the treatment of pig farming wastewater. *Acta Scientiarum. Technology*, v. 35, n. 3, p. 477-483.
- MOTTERAN, F. *et al.*, (2013). The behaviour of an anaerobic baffled reactor (abr) as the first stage in the biological treatment of hog farming effluents. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, Vol. 30, No. 02, pp. 299 - 310, April - June, 2013.
- NAGARAJAN, D., Kusmayadi, A., Yen, H., Dong, C., & Lee, D. (2019). Current advances in biological swine wastewater treatment using microalgae-based processes. *Bioresource Technology*, 289(June), 121718. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121718>
- NAJAFPOUR, G. D., Zinatizadeh, A. A. L., Mohamed, A. R., & Isa, M. H. (2006). High-rate anaerobic digestion of palm oil mill effluent in an upflow anaerobic sludge-fixed film bioreactor. *Process Biochemistry*, 41, 370–379. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2005.06.031>
- NEVES, C.S. *et al.* Partida de reator anaeróbio compartimentado em série com um reator anaeróbio de manta de lodo, utilizando parâmetros de sedimentabilidade para formação da biomassa. *Eng. Sanit. Ambient.* v.20 n.4. out/dez 2015 - 623-634. DOI: 10.1590/S1413-41522015020040119235
- NUCHDANG, S.; Phalakornkule, C. Anaerobic digestion of glycerol and co-digestion of glycerol and pig manure. *Journal of Environmental Management* 2012, 101, 164.
- PEREIRA, E.L.; CAMPOS, C.M.M.; MOTERANI, F.; OLIVEIRA NETO, A.M. (2011) Eficiência de um sistema de reatores anaeróbios no tratamento de efluentes líquidos de suinocultura. *Acta Scientiarum. Technology*, v. 33, n. 3, p. 287-293
- RISSOLI, C. A. (2004). Estudo de parâmetros operacionais do reator UASB tratando esgoto doméstico e avaliação da biodegradabilidade do seu efluente. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Universidade de Brasília. Brasília, DF. 141f.
- SAUNDERS, A. M., Albertsen, M., Vollertsen, J., & Nielsen, P. H. (2016). The activated sludge ecosystem contains a core community of abundant organisms. *ISME Journal*, 10(1), 11–20. <https://doi.org/10.1038/ismej.2015.117>
- SHCHERBAKOVA, V., Rivkina, E., Pecheritsyna, S., Laurinavichius, K., Suzina, N., & Gilichinsky, D. (2011). *Methanobacterium arcticum* sp. nov., a methanogenic archaeon from

- Holocene Arctic permafrost. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 61(1), 144–147. <https://doi.org/10.1099/ijms.0.021311-0>
- SIMANKOVA, M. V., & Kotsyurbenko, O. R. (2015). *Acetobacterium*. *Bergey's Manual of Systematics of Archaea and Bacteria*, 1–11. <https://doi.org/10.1002/9781118960608.gbm00626>
- SONG, M., Shin, S. G., & Hwang, S. (2010). Methanogenic population dynamics assessed by real-time quantitative PCR in sludge granule in upflow anaerobic sludge blanket treating swine wastewater. *Bioresource Technology*, 101(1 SUPPL.), S23–S28. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.03.054>
- TANNER, R. S. *et al.* (2012). Description of *Anaerobaculum hydrogeniformans* sp. nov., na anaerobe that produces hydrogen from glucose, and emended description of the genus *Anaerobaculum*. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 62(4), 832–838. <https://doi.org/10.1099/ijms.0.024349-0>
- TYAGI, V. K., Liu, J., Poh, L. S., & Ng, W. J. (2019). Anaerobic – aerobic system for beverage effluent treatment : Performance evaluation and microbial community dynamics. *Bioresource Technology Reports*, 7(August), 100309. <https://doi.org/doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100309>
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). Method 1664 revision A: N hexane extractable material (HEM; oil and grease) and silica gel treated N-hexane extractable material (SGT-HEM; non-polar material) by extraction and gravimetry. Washington DC: United States Environmental Protection Agency, 1999.
- WANG, K., Huang, D., Ying, H., & Luo, H. (2014). Effects of acidification during storage on emissions of methane, ammonia, and hydrogen sulfide from digested pig slurry. *Biosystems Engineering*, 122, 23–30. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2014.03.002>
- WANG, X. *et al.* Optimizing feeding composition and carbon–nitrogen ratios for improved methane yield during anaerobic co-digestion of dairy, chicken manure and wheat straw. *Bioresource Technology*, v. 120, p. 78-83, 2012.
- WEILAND, P. (2010). Biogas production: Current state and perspectives. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 85(4), 849–860. <https://doi.org/10.1007/s00253-009-2246-7>
- WHITMAN, W.B. *et al.* (2014) As bactérias metanogênicas. Em: Os Procariontes; Rosenberg, E .; De Long, E .; Lory, S .; Stackebrandt, E .; Thomson, F., Eds .; Springer Berlin Heidelberg: Berlim, Heidelberg; 123-166.
- XU, S., Zhu, J., Meng, Z., Li, W., Ren, S., & Wang, T. (2019). Hydrogen and methane production by co-digesting liquid swine manure and brewery wastewater in a two-phase system. *Bioresource Technology*, 293(July), 122041. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122041>
- YANG, H., Deng, L., Wang, L., Zheng, D., Liu, Y., Wang, S., & Huang, F. (2019). Comparison of three biomass-retaining reactors of the ASBR, the UBF and the USR treating swine wastewater for biogas production. *Renewable Energy*, 138, 521–530. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.01.124>

ZHANG, D., Huang, D., Lu, J., & Zhu, B. (2016). Gravity gradient data filtering using translation invariant wavelet. *ASEG Extended Abstracts*, 2016(1), 1–5. <https://doi.org/10.1071/aseg2016ab138>

ZHANG, L., & Jahng, D. (2010). Enhanced anaerobic digestion of piggery wastewater by ammonia stripping: Effects of alkali types. *Journal of Hazardous Materials*, 182(1–3), 536–543. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.06.065>