

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS**  
Escola de Engenharia  
Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos

Déborah de Freitas Melo

**AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA PLUVIOMETRIA, DA TEMPERATURA E DAS  
CARACTERÍSTICAS DO LODO NA ESTABILIDADE DE REATORES ANAERÓBIOS E  
SEU POTENCIAL DE APROVEITAMENTO ENERGÉTICO**

Belo Horizonte  
2022

Déborah de Freitas Melo

**AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA PLUVIOMETRIA, DA TEMPERATURA E DAS  
CARACTERÍSTICAS DO LODO NA ESTABILIDADE DE REATORES ANAERÓBIOS E  
SEU POTENCIAL DE APROVEITAMENTO ENERGÉTICO**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Doutora em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Tratamento de Águas Residuárias

Orientador: Fabiana Lopes Del Rei Passos

Coorientador: Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

Belo Horizonte  
2022

M528a

Melo, Déborah de Freitas.

Avaliação da influência da pluviometria, da temperatura e das características do lodo na estabilidade de reatores anaeróbios e seu potencial de aproveitamento energético [recurso eletrônico] / Déborah de Freitas Melo. - 2020.

1 recurso online (viii, 103 f. : il., color.) : pdf.

Orientadora: Fabiana Del Rei Lopes Passos.

Coorientador: Carlos Augusto de Lemos Chernicharo.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Bibliografia: f. 93-103.

Exigências do sistema: Adobe Acrobat Reader.

1. Engenharia sanitária - Teses. 2. Saneamento- Teses. 3. Biogás - Teses. 4. Reator UASB - Teses. 5. Temperatura - Teses. 6. Metano - Teses. 7. Lodo - Teses. 8. Esgotos domésticos - Teses. I. Passos, Fabiana Del Rei Lopes. II. Chernicharo, Carlos Augusto de Lemos. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. IV. Título.

CDU: 628(043)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

Escola de Engenharia

Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos

Avenida Antônio Carlos, 6627 - 4º andar - 31270-901 - Belo Horizonte - BRASIL

Telefax: 55 (31) 3409-1882 - posgrad@desa.ufmg.br

<http://www.smarh.eng.ufmg.br>

## FOLHA DE APROVAÇÃO

Avaliação da Influência da Pluviometria, da Temperatura e das Características do Lodo Na Estabilidade de Reatores Anaeróbios e seu Potencial de Aproveitamento Energético

### DÉBORAH DE FREITAS MELO

Tese defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:

Prof. FABIANA DEL REI LOPES PASSOS (ORIENTADORA)

Prof. CARLOS AUGUSTO DE LEMOS CHERNICHARO (COORIENTADOR)

Prof. JACKSON DE OLIVEIRA PEREIRA

Prof. GUSTAVO RAFAEL COLLERE POSSETTI

Prof. BRUNO EDUARDO LOBO BAETA

Prof. ANDRÉ PEREIRA ROSA

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH

Prof. Sonaly Cristina Rezende Borges de Lima  
Coordenadora

Versão Final aprovada por

Prof. Fabiana Lopes Del Rei Passos  
Orientador

Belo Horizonte, 02 de outubro de 2020.

## RESUMO

Reatores anaeróbios são sistemas de tratamento de esgoto doméstico capazes de produzir biogás, um subproduto passível de aproveitamento energético. Um dos obstáculos para a geração de energia através do biogás nas estações de tratamento de esgoto (ETEs) consiste em entender a variação do perfil diário de produção desse subproduto em diferentes condições sazonais e, assim, otimizar as condições de operação do reator. Para isso, o presente trabalho avaliou os resultados de 18 meses de operação de duas ETEs em escala real que empregam reatores anaeróbios em relação à variação da produção de biogás quanto à variação de pluviometria e temperatura e ao hidrograma típico. Dessa análise, verificou-se uma diminuição entre 10 e 20% na produção de biogás após um aumento de cerca de 12 a 14% na vazão de esgoto em função da ocorrência de chuvas acima de 5 mm, com uma diluição e diminuição na concentração da matéria orgânica afluyente. Contudo, os resultados mostraram que os reatores foram capazes de recuperar a produção de biogás em 3 dias. Além disso, constatou-se que, na faixa monitorada (18-25 °C), a temperatura não foi parâmetro de influência significativa na produção de biogás. Finalmente, os resultados indicaram que o hidrograma típico das ETEs provocou variações significativas entre os horários de picos. Mais especificamente, o aumento da carga orgânica afluyente nesses horários foi correlacionado à dinâmica hidráulica do reator, i.e. uma relação diretamente proporcional à produção de biogás e à velocidade ascensional. Já a concentração do metano no biogás apresentou comportamento oposto à produção de biogás, provavelmente devido a um incremento da perda de metano dissolvido no efluente nos momentos de pico de vazão de esgoto afluyente. A segunda parte dessa tese teve como objetivo monitorar as características da manta de lodo em um reator UASB em escala demonstração. Os resultados experimentais mostraram que, no geral, o reator anaeróbio apresentou desempenho estável após o descarte de lodo e em longo período de operação sem novo descarte (~120 dias). Após descartes atendendo a massa mínima de lodo necessária ao reator, verificou-se que o volume e características bioquímicas de lodo presente ao longo da altura não impactaram a qualidade do efluente tratado em termos de arraste de sólidos e a produção do biogás. Adicionalmente, a estabilidade do lodo, verificada a partir de testes bioquímicos de potencial de metano, mostrou uma pequena tendência de redução ao longo do tempo após o descarte de lodo. Porém, mesmo após o longo período de monitoramento, o lodo ainda apresentou alta estabilidade e alta atividade metanogênica. Dessa forma, os resultados dessa tese demonstraram que parâmetros ambientais, operacionais e de caracterização bioquímica do lodo são fundamentais para compreensão do comportamento da produção de biogás, o que permite estimar e otimizar o seu aproveitamento energético.

Palavras-chave: biogás; reatores UASB; pluviometria; temperatura; metano; manta de lodo; esgoto doméstico.

## ABSTRACT

Anaerobic reactors are sewage treatment technologies capable of producing biogas, a by-product that can be recovered for energy generation. A bottleneck for energy production from biogas in sewage treatment plants (STPs) consists of understanding the variation in the profile of this by-product biogas production in different seasonal periods, while optimizing the reactor operational conditions. To this, the present work evaluated the data from 18 months of operation of two full-scale STPs using anaerobic reactors in relation to the variation of pluviometry and temperature and the typical hydrograph. From this analysis, it was shown a decrease between 10 and 20% in the production of biogas after an increase of about 12 to 14% in the sewage flow due to the occurrence of rains above 5 mm, along with a dilution and decrease in the concentration of the affluent organic matter. However, the results showed how the reactors were able to recover the biogas production within 3 days. In addition, it was found that, in the monitored range (18-25 ° C), temperature was not a significant parameter for biogas production. Finally, the results indicated that the typical hydrograph of STPs caused significant variations between the peak hours. Specifically, the increase in the affluent organic load during these periods was correlated to the reactor hydraulic dynamics, i.e. a positive correlation to biogas production and effluent upflow. Methane content in biogas showed an opposite trend than biogas production, probably due to an increase in dissolved methane in the effluent during the peak inlet flow. The second part of this thesis had the objective of monitoring the sludge blanket characteristics in a demonstration scale UASB reactor. The results showed how, generally, the anaerobic reactor showed stable performance after sludge disposal and through a long period of operation without disposal (~ 120 days). After disposals maintain the minimum mass required for the reactor, it was observed that the volume and biochemical characteristics of the sludge along the reactor did not affect the effluent treatment and biogas production. Additionally, sludge stability, estimated from biochemical methane potential tests, showed only a small tendency of decrease over time after sludge disposal. Nonetheless, even after a long monitoring period, the sludge still showed high stability and high methanogenic activity. In this way, the thesis results demonstrated how environmental and operational parameters, together with sludge blanket biochemical characteristics, are essential to understand the variations in biogas production, which allows estimating and optimizing the energy recovery.

Keywords: biogas; UASB reactors; pluviometry; temperature; methane; sludge blanket; sewage.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Vantagens e restrições de reatores UASB.....	22
Figura 2 - Curva de vazão de biogás em função do tempo para um intervalo de 30 dias. Em destaque são apresentadas as vazões de biogás para um intervalo de 4 dias. ....	38
Figura 3 - Desenho esquemático da configuração geral dos medidores instalados nas ETEs.....	53
Figura 4 - Fluxograma do delineamento experimental para análise de influência da sazonalidade na produção e composição do biogás.....	54
Figura 5 - Fluxograma do delineamento experimental para análise de influência do hidrograma típico na produção e composição do biogás.....	55
Figura 6 - Vazão de esgoto afluyente e registros de pluviosidade nas ETE-A (a) e ETE-B (b).....	61
Figura 7 - Concentração de DQO afluyente e registros de pluviosidade nas ETE-A (a) e ETE-B (b).....	62
Figura 8 - Sólidos suspensos totais (SST) e registros de pluviosidade na ETE-A.....	63
Figura 9 - Produção de biogás e registros de pluviosidade nas ETE-A (a) e ETE-B (b).....	64
Figura 10 - Comparação da produção de biogás para os dias seguintes dos episódios de chuvas superiores a 10 mm nas ETE-A (a) e ETE-B (b).....	66
Figura 11 - Temperatura ambiente durante períodos de maior e menor temperatura nas ETE-A (a) e ETE-B (b).....	70
Figura 12 - Evolução temporal diária da vazão de esgoto afluyente e vazão de produção de biogás nas ETE-A (a) e ETE-B (b).....	72
Figura 13 - Evolução temporal diária da vazão de esgoto afluyente e da carga orgânica afluyente nas ETE-A (a) e ETE-B (b).....	73
Figura 14 - Evolução temporal diária da vazão de biogás e concentração de CH <sub>4</sub> no biogás nas ETE-A (a) e ETE-B (b).....	75
Figura 15 - Distribuição percentual da produção de metano em relação a DQO convertida a metano nas ETE-A (a) e ETE-B (b).....	77
Figura 16 - Evolução temporal da vazão de esgoto, vazão de metano no biogás e metano dissolvido nos intervalos de dados do hidrograma típico da ETE-A (a) e ETE-B (b).....	78

Figura 17 - Imagem do reator UASB em escala de demonstração. ....	87
Figura 18 - Esquema do reator UASB com pontos usados na amostragem experimental.....	88
Figura 19 - Desenho esquemático do experimento .....	89
Figura 20 - Imagem do aparato experimental automatizado usado para o teste de AME (AMPTS II).....	91
Figura 21 - Massa de sólidos totais e voláteis no reator e relação STV/ST ao longo do tempo durante o monitoramento na campanha 1 (a) e campanha 2 (b).....	95
Figura 22 - Idade do lodo ao longo do tempo nos pontos avaliados na campanha 1 (TRL_1) e campanha 2 (TRL_2) .....	96
Figura 23 - Relação STV/ST ao longo do tempo nos pontos avaliados na campanha 1 (a) e campanha 2 (b).....	99
Figura 24 - Sólidos totais efluentes ao longo do tempo nos pontos avaliados na campanha 1 (a) e campanha 2 (b) .....	100
Figura 25 - Atividade metanogênica específica na campanha 1 (a) e campanha 2 (b) .....	102
Figura 26 - Produção acumulada específica de metano nas campanhas 1 e 2, para os pontos inferior, intermediário e superior (D1, D2 e D3) da manta de lodo do reator UASB.....	103
Figura 27 - Produção específica final acumulada de metano e concentração de sólidos totais voláteis nas campanhas 1 e 2, para os pontos inferior, intermediário e superior (D1, D2 e D3) da manta de lodo do reator UASB.....	106
Figura 28 - Coeficiente de produção de metano e fração volátil nas campanhas 1 e 2, para os pontos inferior, intermediário e superior (D1, D2 e D3) da manta de lodo do reator UASB .....	110
Figura 29 - Evolução temporal diária da produção de biogás .....	111

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Premissas, hipóteses e objetivos da pesquisa.....	17
--	----

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Principais características das ETEs A e B monitoradas .....	50
Tabela 2 - Definição do período para avaliação da temperatura nas ETEs .....	54
Tabela 3 - Definição dos horários de cada intervalo de classe .....	56
Tabela 4 - Resumo das equações de cálculos das parcelas de consumo de DQO ..	59
Tabela 5 - Valores médios dos parâmetros de monitoramento para diferentes intervalos do dia na ETE A .....	71
Tabela 6 - Valores médios dos parâmetros de monitoramento para diferentes intervalos do dia na ETE B .....	71
Tabela 7 - Características do reator UASB em escala demonstração. ....	87
Tabela 8 - Cálculos para determinação da massa mínima de lodo no reator.....	88
Tabela 9 - Parâmetros analíticos monitorados .....	90
Tabela 10 - Procedimentos e cálculos para determinação do coeficiente de produção de metano e coeficiente de estabilidade .....	93
Tabela 11 - Taxa cinética (dia-1) da degradação de metano nas campanhas 1 e 2 .....	104
Tabela 12 - Produção específica final acumulada de metano nos pontos avaliados nas duas campanhas nos testes BMP (mLCH <sub>4</sub> /g STV) .....	107

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGV – Ácidos graxos voláteis

AME – Atividade metanogênica específica

AMC – Atividade metanogênica de campo

BRS – Bactérias redutoras de sulfato

CePTS – Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento

COPASA – Companhia de Saneamento de Minas Gerais

COV – Carga orgânica volumétrica

DBO – Demanda bioquímica de oxigênio

DQO – Demanda química de oxigênio

DQO<sub>CH<sub>4</sub></sub> – Demanda química de oxigênio convertida a metano

ETE – Estação de tratamento de esgoto

FID – Detector por ionização de chama

GLP – Gás liquefeito de petróleo

MG – Minas Gerais

pH – Potencial hidrogeniônico

SS – Sólidos em suspensão

SST – Sólidos suspensos totais

ST – Sólidos totais

STV – Sólidos totais voláteis

TDH – tempo de detenção hidráulica

UASB - *Upflow anaerobic sludge blanket* (Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo)

UFMG – Universidade Federal de Minas Gerais

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO .....	13
2	OBJETIVOS .....	16
2.1	Objetivo Geral .....	16
2.2	Objetivos Específicos .....	16
3	PREMISSAS E HIPÓTESES .....	17
4	REVISÃO DA LITERATURA .....	19
4.1	Reatores UASB .....	19
4.2	Funcionamento de reatores UASB .....	21
4.3	Vantagens dos reatores UASB .....	22
4.3.1	Requisitos financeiros e operacionais .....	23
4.3.2	Recuperação e aproveitamento de subprodutos .....	24
4.4	Limitações dos reatores UASB .....	26
4.5	Gerenciamento do lodo de descarte .....	27
4.6	Aproveitamento energético do biogás .....	31
4.6.1	Pluviometria .....	32
4.6.2	Temperatura .....	36
4.6.3	Variações de vazão afluente .....	37
4.6.4	Aspectos de interesse para caracterização e gerenciamento do lodo em reatores UASB .....	39
5	AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DAS VARIAÇÕES SAZONAIS DE PRECIPITAÇÃO E TEMPERATURA E VARIAÇÕES HIDRÁULICAS EM REATORES UASB EM ESCALA REAL .....	47
5.1	Introdução .....	47
5.2	Metodologia .....	50
5.2.1	ETEs monitoradas .....	50
5.2.2	Parâmetros analisados .....	50
5.2.3	Transmissão, tratamento e análise dos dados .....	55
5.2.4	Análise estatística .....	56
5.2.5	Cálculo de estimativa de metano dissolvido no efluente .....	57
5.3	Resultados e discussão .....	60
5.3.1	Efeito da pluviometria na produção de biogás .....	60
5.3.2	Efeito da temperatura na produção de biogás .....	69
5.3.3	Influência do hidrograma típico de uma ETE na produção de biogás .....	71
5.4	Conclusões .....	81
6	AVALIAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS DA MANTA DE LODO DE UM REATOR UASB TRATANDO ESGOTO DOMÉSTICO .....	84

6.1	Introdução .....	84
6.2	Metodologia.....	86
6.2.1	Sistema experimental em escala demonstração .....	86
6.2.2	Delineamento experimental.....	87
6.2.3	Cálculos e procedimentos analíticos .....	89
6.2.4	Análise estatística.....	94
6.3	Resultados e discussão .....	94
6.3.1	Monitoramento da massa de lodo .....	94
6.3.2	Monitoramento da idade do lodo .....	96
6.3.3	Monitoramento da relação STV/ST .....	98
6.3.4	Monitoramento do desempenho do reator.....	100
6.3.5	Atividade metanogênica específica (AME) .....	101
6.3.6	Estabilidade do lodo .....	103
6.3.7	Coeficiente de produção de metano.....	109
6.3.8	Produção de biogás.....	111
6.4	Conclusões .....	112
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES.....	115
	REFERÊNCIAS .....	119

## 1 INTRODUÇÃO

Os processos anaeróbios para tratamento de esgotos domésticos vêm sendo amplamente estudados e utilizados por apresentarem diversas vantagens, entre elas a produção do biogás, que é um subproduto gasoso com alto conteúdo de metano que, por possuir elevado poder calorífico, apresenta potencial de ser aproveitado energeticamente (KIDA; TANEMURA; SONODA, 1993; LETTINGA; REBAC; ZEEMAN, 2001; CHERNICHARO, 2007; ABBASI; ABBASI, 2012). Dentre os processos anaeróbios para tratamento de águas residuárias, os reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB; em inglês *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) se destacam no Brasil, principalmente, devido às condições climáticas favoráveis, que permitem uma boa operação do reator em temperatura ambiente (CHERNICHARO, 2007).

Cabe destacar que o aproveitamento energético do biogás é também relevante para reduzir as emissões de gases de efeito estufa (GEE), uma vez que o metano apresenta elevado potencial poluidor. Com base em dados de estações de tratamento de esgoto (ETEs) em escala plena, um estudo mostrou que as reduções de emissões de gases de efeito estufa em plantas de tratamento de esgoto no México podem chegar a 34%, dependendo das tecnologias de tratamento a serem empregadas (NOYOLA *et al.*, 2016).

No entanto, ainda existem limitações para a recuperação energética do biogás, principalmente devido às variações significativas na quantidade de biogás produzido em sistemas de grande escala. Geralmente, essas variações estão relacionadas a aspectos de projeto, construção e operação de reatores UASB (POSSETTI, *et al.*, 2019). Uma das grandes dificuldades de gestores de estações de tratamento de esgoto (ETEs) é lidar com a baixa quantidade de CH<sub>4</sub> disponível na fase gasosa para aproveitamento energético e a instabilidade da sua produção (CHEN; CHENG; CREAMER, 2008). Nesse sentido, o aumento do uso da tecnologia de reatores UASB tem incentivado pesquisas que objetivam o entendimento da formação dos compostos presentes no biogás, nas frações gasosa e líquida, além de possíveis variações durante operação plena.

Estudos prévios identificaram que a produção volumétrica de biogás é diretamente relacionada a vazão de esgoto e a carga de matéria orgânica afluentes (FERNANDES NETO *et al.*, 2013; POSSETTI *et al.*, 2013; ARAÚJO *et al.*, 2015; CABRAL, 2016), contudo, sem permitir avaliar a magnitude dessa influência e as consequências em variações de

condições operacionais. Outros trabalhos reportaram a influência da entrada de água de chuva na produção de biogás (LOBATO; CHERNICHARO; SOUZA, 2012; POSSETTI *et al.*, 2013; WAISS; POSSETTI, 2015; CABRAL, 2016), porém, não se estima qual o impacto no potencial de energia disponível para aproveitamento nas ETEs. A temperatura, por sua vez, é sempre reportada como fator de influência nas atividades metabólicas envolvidas na digestão anaeróbia (UEMURA; HARADA, 2000; COLLERAN; PENDER, 2002; CHERNICHARO, 2007; FENG *et al.*, 2008; BANDARA *et al.*, 2011; MATSUURA *et al.*, 2015). Nesse sentido, torna-se importante compreender a influência da temperatura ambiente na produção de biogás, a fim de avaliar o desempenho do reator e a necessidade de sistemas de aquecimento externos.

Em relação à operação do reator, trabalhos reportam dificuldades no gerenciamento do lodo de excesso, no que diz respeito aos protocolos e rotinas operacionais (ROSA *et al.*, 2012; CHERNICHARO *et al.*, 2018a; LOBATO *et al.*, 2018). Além disso, parâmetros que se relacionam com o lodo, como a quantidade de massa mínima, idade do lodo, carga orgânica aplicada, atividade metanogênica são frequentemente reportados para avaliar o desempenho de reatores anaeróbios (SWITZENBAUM; GIRALDO-GOMEZ; HICKEY, 1990; HUSSAIN; DUBEY, 2013; CARBALLA, REGUEIRO, LEMA, 2015; DE VRIEZE *et al.*, 2015; MAO *et al.*, 2015; MELO *et al.*, 2016). Um estudo chegou a reportar que o aumento do nível de lodo em um reator anaeróbio tratando esgoto doméstico poderia aumentar o teor de metano no biogás de 40,85%v/v a 73%v/v (PERES *et al.*, 2011). Contudo, aprofundamentos sobre os parâmetros de influência e associações destes com a manta de lodo com a produção de biogás não estão disponíveis na literatura.

Em função das possíveis influências que esses parâmetros podem exercer na produção de biogás, modelos matemáticos que não os consideram podem ainda levar a uma superestimação do valor calculado de biogás que estaria disponível para aproveitamento energético em ETEs, sobretudo, em ETEs localizadas em locais de elevada pluviometria e/ou grande percentual de infiltração de água de chuva na rede de esgoto, ou em ETEs que apresentam dificuldades de gerenciar a manta de lodo.

Dessa forma, este trabalho de doutorado busca contribuir para o entendimento da influência dos parâmetros precipitação, temperatura, variações hidráulicas e características da manta de lodo na estabilidade do reator UASB tratando esgoto doméstico e produção do biogás.

Os resultados podem auxiliar no controle e automação de um processo de digestão otimizado, com aproveitamento energético. Para isso, os parâmetros relacionados à sazonalidade, como pluviometria e temperatura, e parâmetros envolvidos nos procedimentos de decisão sobre rotinas operacionais de descarte de lodo, como atividade metanogênica específica e estabilidade do lodo, foram monitorados nessa pesquisa.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

Avaliar a estabilidade e produção de biogás em reatores UASB tratando esgoto doméstico a partir de variações sazonais de precipitação, de temperatura, de vazão afluyente e da massa de lodo.

### **2.2 Objetivos Específicos**

- Avaliar a influência das variações sazonais dos parâmetros pluviometria e temperatura na produção do biogás em reatores anaeróbios em escala real.
- Avaliar a variação do potencial de geração de energia elétrica a partir do biogás gerado em diferentes condições de pluviometria e temperaturas ambientes.
- Avaliar a influência de diferentes TDHs em reatores anaeróbios decorrentes das variações de vazões provocadas por um hidrograma típico na produção e composição de biogás em reatores anaeróbios em escala real.
- Avaliar as características e o comportamento da manta de lodo de reatores UASB em relação à atividade metanogênica específica (AME) e à estabilidade e seu possível impacto na produção de biogás na realização de descarte periódico de lodo de excesso.

### 3 PREMISSAS E HIPÓTESES

A partir da revisão da literatura e lacunas existentes no estado da arte, foram estabelecidas as premissas, seguidas de suas questões orientadoras e hipóteses (Quadro 1), que se relacionam aos objetivos específicos propostos nesta pesquisa, delineados no capítulo 4.

**Quadro 1 - Premissas, hipóteses e objetivos da pesquisa.**

<b>Premissa</b>	<b>Hipótese</b>	<b>Objetivo</b>
A produção de biogás está relacionada à concentração de matéria orgânica e a vazão afluyente ao reator anaeróbico. A entrada excessiva de água de chuva na rede de esgoto pode provocar a diluição da matéria orgânica afluyente e, assim, comprometer o desempenho do reator e sua produção de biogás.	A ocorrência de períodos de chuvas, seguido da introdução da mesma na rede de coleta de esgotos, leva à diluição da matéria orgânica afluyente ao reator anaeróbico, além de promover o arraste de sólidos presentes na manta de lodo com o aumento da carga hidráulica, ocasionando uma diminuição do potencial de produção de biogás.	Avaliar a influência das variações sazonais dos parâmetros pluviometria e temperatura na produção do biogás em reatores anaeróbios em escala real.
A temperatura influencia diversos parâmetros envolvidos na digestão anaeróbia, como termodinâmica de reações, sensibilidade e taxa de crescimento e metabolismo de microrganismos, solubilidade dos gases dissolvidos e taxa de desprendimento de gases entre as fases líquido-gás. Consequentemente, influencia o potencial de produção de biogás.	O aumento nas temperaturas ambientes e de operação do reator anaeróbico levam a maior atividade microbiana em processos anaeróbios e, com isso, a uma aceleração das taxas das reações enzimáticas, provocando como consequência, um aumento nas taxas de produção de biogás	Avaliar a variação do potencial de geração de energia elétrica a partir do biogás gerado em diferentes condições de pluviometria e temperaturas ambientes.
O tempo de detenção hidráulica (TDH) é um dos parâmetros mais importantes que afetam o desempenho de um reator UASB e está diretamente relacionado com a velocidade de fluxo ascendente, que desempenha um papel importante na retenção de biomassa. Em geral, um aumento na velocidade ascensional pode provocar uma diminuição na eficiência de remoção de DQO, por diminuir o tempo de contato entre biomassa e matéria orgânica, descaracterizar os grânulos de lodo e provocar, consequentemente, maior eliminação de sólidos e de biomassa junto com o efluente.	Reatores operados com baixos TDHs por longos períodos, influenciados pelo hidrograma típico da ETE, apresentam redução da eficiência de remoção de matéria orgânica e, com isso, a diminuição da produção de biogás.	Avaliar a influência de diferentes TDHs em reatores anaeróbios decorrentes das variações de vazões provocadas por um hidrograma típico na produção e composição de biogás em reatores anaeróbios em escala real.

<p>Reatores UASB são considerados reatores de alta taxa por permitirem um elevado tempo de retenção de sólidos em seu interior. A idade do lodo deve ser suficiente para que ocorra a multiplicação das células e esse parâmetro relaciona-se diretamente com a eficiência do processo. Dessa forma, é importante a manutenção e o gerenciamento da quantidade de lodo presente no interior do reator, de forma que a presença de lodo com maior fração de material inerte (um lodo estabilizado) no reator não contribui para a degradação da matéria orgânica, sendo o seu descarte de maior interesse. Ao mesmo tempo, o lodo de elevada presença celular e alta atividade metanogênica pode contribuir para degradação da matéria orgânica e maior produção de biogás. A caracterização e avaliação do comportamento do lodo presente nos reatores UASB permite maior entendimento para manutenção de biomassa no reator.</p>	<p>A ausência de conhecimento aprofundado sobre a caracterização do lodo em relação à sua estabilidade e atividade metanogênica em reatores UASB pode levar à realização de descartes desnecessários ou incorretos do lodo de excesso, ocasionando diminuição do desempenho nos mesmos. A atividade metanogênica específica (AME) e a estabilidade do lodo são parâmetros de resposta efetivos que podem indicar a necessidade de descarte e o desempenho do reator.</p>	<p>Avaliar as características e o comportamento da manta de lodo de reatores UASB, em relação à atividade metanogênica específica (AME) e à estabilidade, e seu possível impacto na produção de biogás na realização de descarte periódico de lodo de excesso.</p>
---	--	--

## 4 REVISÃO DA LITERATURA

### 4.1 Reatores UASB

A utilização de reatores anaeróbios coincidiu com a implementação de leis ambientais na Europa, na década de 70. Ao mesmo tempo, ocorria também considerável aumento nos preços da energia. Grandes quantidades de águas residuárias industriais, provenientes do processamento de alimentos e bebidas, destilarias, indústrias farmacêuticas e fábricas de celulose e papel necessitaram de tratamento adequado para serem descartadas. Dessa forma, no início da sua utilização, os reatores anaeróbios eram utilizados basicamente para o tratamento de águas residuárias industriais (VAN LIER *et al.*, 2015).

As principais vantagens do uso da tecnologia já foram percebidas desde o início: a menor produção de lodo era um atrativo muito importante dos sistemas, além das quantidades consideráveis de energia útil na forma de biogás, que poderiam ser obtidas para possível uso no processo de produção (VAN LIER, 2008; ERSAHIN *et al.*, 2011; VAN LIER *et al.*, 2015). Em países como a Holanda, a redução de mais de 90% na produção de lodo através do uso de reatores anaeróbios, contribuiu significativamente para a economia das plantas de tratamento de esgoto. Ao mesmo tempo, as altas capacidades de carga de reatores anaeróbios de alta taxa permitiram uma redução de 90% na necessidade de espaço, em comparação com sistemas convencionais de lodos ativados (VAN LIER *et al.*, 2015). Outro ponto positivo foi a produção de um lodo granular, que atribuiu valor de mercado ao excesso de lodo, uma vez que o mesmo poderia ser vendido no mercado para re-inocular ou iniciar novos sistemas (VAN LIER *et al.*, 2015).

Os reatores UASB foram desenvolvidos pelo grupo de pesquisa do professor Gazte Lettinga na década de 70, na Holanda, quando se sugeriu a retirada do meio suporte e a inserção de um dispositivo interno, capaz de separar as fases presentes no tratamento do efluente (VAN LIER *et al.*, 2015; CHERNICHARO *et al.*, 2018a). Reatores UASB são considerados reatores de alta taxa, pois permitem a retenção do lodo, possibilitando a formação de flocos ou grânulos, e, devido à presença do separador trifásico, proporciona a separação das fases gás, líquido e sólido (VAN LIER *et al.*, 2015).

A partir dos anos 1980, vários países, especialmente os da América Latina e Índia, começaram a adotar a tecnologia anaeróbia para o tratamento de esgoto. Nesse sentido, as condições climáticas favoráveis e os grandes investimentos em pesquisa e desenvolvimento fizeram com que a América Latina, notadamente o Brasil, a Colômbia e o México, se tornassem pioneiros no uso de reatores UASB para o tratamento de águas residuárias municipais. No México, cerca de 9% dos sistemas de tratamento de águas residuárias são contemplados por reatores UASB em seu fluxograma, sendo o mesmo uma etapa única ou seguido de um pós-tratamento (NOYOLA *et al.*, 2016). No Brasil, atualmente, cerca de 40% das ETEs localizadas nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste empregam reatores UASB em seu fluxograma de tratamento, segundo levantamento (CHERNICHARO *et al.*, 2018b).

O tratamento anaeróbio do esgoto, por meio dos reatores UASB, foi considerado uma alternativa aos tradicionais sistemas de tratamento de esgoto usados historicamente, como o de lodo ativado e os sistemas de lagoas (CHERNICHARO *et al.*, 2015), que exigiam maior consumo energético e de área disponível, respectivamente.

No Brasil, algumas dificuldades de utilização e operação prejudicaram a visibilidade e diminuíram a credibilidade da tecnologia com as empresas estatais de água e as agências de proteção ambiental. Porém, nas últimas décadas tem-se desenvolvido pesquisas e estudos na área, a fim de diminuir as limitações do processo e permitir a sua contínua expansão (CHERNICHARO *et al.*, 2015). Nesse contexto, o Programa Nacional de Pesquisa em Saneamento Básico - PROSAB, realizado de 1997 a 2007, foi determinante para a consolidação e disseminação da tecnologia anaeróbia para o tratamento de esgoto doméstico (CHERNICHARO *et al.*, 2001).

Especificamente no estado do Paraná, a tecnologia foi consolidada graças a projetistas da Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) que estiveram na Holanda na década de 80, com o professor Gatze Lettinga (CHERNICHARO *et al.*, 2018a). Nesse momento, a Sanepar desenvolveu uma modificação no reator UASB, denominado RALF (Reatores Anaeróbios de Leito Fluidizado). Embora houvesse dificuldades de projeto e operação no início, fazendo com que a tecnologia fosse rejeitada por outros prestadores de serviços de saneamento e órgãos ambientais, os

reatores anaeróbios foram ganhando cada vez mais espaço nas ETEs a nível nacional.

Um dos fatos responsáveis pelo incremento das ETEs compostas por reatores UASB seguidos de pós-tratamento aeróbio é a possível redução dos custos de implantação (CAPEX) entre 20-50% e de operação (OPEX) superior a 50%, quando comparados a estações convencionais de lodo ativado (ALEM SOBRINHO; JORDÃO, 2001; VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

#### **4.2 Funcionamento de reatores UASB**

Os reatores UASB trabalham com fluxo ascendente de esgoto através de uma camada de lodo, com concentração variável e decrescente ao longo da altura do reator, com elevada atividade microbiana. Pode ser dividido em três compartimentos: digestão, separação de fases e decantação. O compartimento de digestão é composto pelo leito de lodo, ao fundo do reator, onde as partículas de sólidos são mais concentradas, tendendo a formarem grânulos, com maior capacidade de sedimentação e degradação de matéria orgânica e, pela manta de lodo, onde as partículas de biomassa se apresentam um pouco mais dispersas e menos granular, porém, ainda com capacidade adicional de degradação de matéria orgânica.

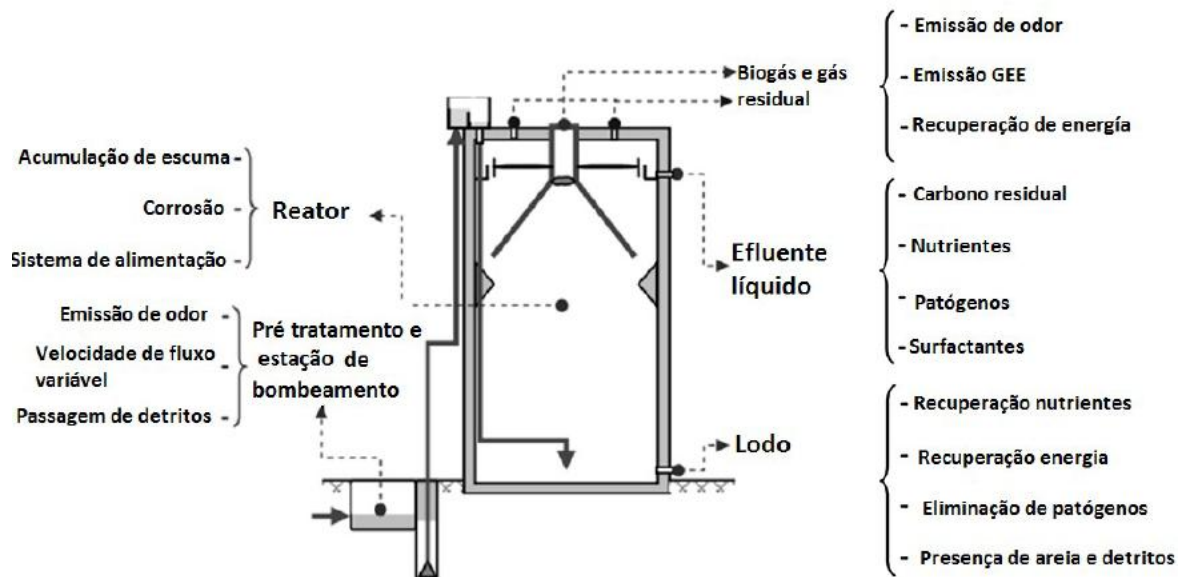
O fluxo ascendente do líquido e as bolhas de gases formadas, provenientes de reações anaeróbias, promovem a mistura ao longo da zona de digestão do reator. Após a digestão, o líquido tratado, mas com sólidos carregados, se dirige para o compartimento de decantação, enquanto as bolhas de gases vão para o interior do separador trifásico, emergindo na parte superior do reator. Portanto, o separador trifásico delimita a zona de decantação, região externa, da zona de gases, região interna, tendo por finalidade separar os compostos gasosos e sólidos da fase líquida, permitindo assim a retenção do lodo e a recuperação do biogás, além da saída do efluente na parte superior do compartimento de decantação sem presença de sólidos em suspensão (CHERNICHARO, 2007).

Na digestão anaeróbia tratando águas residuárias domésticas, além do metano ( $\text{CH}_4$ ) (~70-80%), o biogás produzido é composto também por dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) (~5-10%) e nitrogênio ( $\text{N}_2$ ) (~10-25%), que juntos representam os principais produtos finais

da cadeia da digestão anaeróbia. Além desses, outros gases estão presentes em menores concentrações (< 1%), como oxigênio (O<sub>2</sub>), hidrogênio (H<sub>2</sub>) e sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S) (AGRAWAL; HARADA; OKUI, 1997; NOYOLA; MORGAN-SAGASTUME; LÓPEZ-HERNÁNDEZ, 2006).

Algumas das principais limitações do uso dessa tecnologia são a geração de odor, relacionada à presença e liberação do H<sub>2</sub>S; as emissões descontroladas de metano, tanto dissolvido quanto por perda e escape na fase gasosa; além dos aspectos relacionados à questão de aproveitamento energético do biogás (Figura 1) (CHERNICHARO *et al.*, 2015).

**Figura 1 - Vantagens e restrições de reatores UASB**



Fonte: Chernicharo *et al.*, 2015.

Em relação ao aproveitamento energético do biogás vários pontos podem ser destacados, como as emissões de GEE em caso de não se realizar o aproveitamento do mesmo, a perda de gás residual por fissuras e trincas nas tubulações de condução do biogás e no próprio separador trifásico. Além dos citados, ainda há possível perda de metano dissolvido juntamente com o efluente. Por fim, todos estes aspectos levam a uma diminuição do potencial energético disponível para aproveitamento nas ETEs.

### 4.3 Vantagens dos reatores UASB

A idealização de um sistema de tratamento de esgoto envolve a avaliação de diversos parâmetros, sendo os principais: requisitos de área e de demanda energética para

operacionalização, facilidades de operação e manutenção, e geração de subprodutos (sobretudo, àqueles que requerem descarte especial, como o lodo) (VON SPERLING, 2017). Esses são os principais parâmetros a serem utilizados de maneira comparativa entre as tecnologias de tratamento disponíveis. A seguir, apresentam-se os principais aspectos que representam vantagens para os reatores UASB, quando comparados a outras tecnologias de tratamento de esgotos.

#### 4.3.1 Requisitos financeiros e operacionais

Os reatores UASB são bastante reconhecidos por apresentarem baixos custos de implantação e operação. Além disso, podem ser empregados com menor requisito de área quando comparado a sistemas aeróbios, uma vez que trabalham com alta taxa (tempo de retenção de sólidos superior ao tempo de detenção hidráulica), o que faz com que o volume do reator possa ser substancialmente reduzido.

As vantagens que impactam nos custos também se relacionam ao lodo gerado, uma vez que o mesmo permanece longo período no reator (elevado tempo de residência celular) e, por isso, é descartado do reator com maior grau de estabilização, requerendo menor custo para transporte e tratamento posterior. Ademais, cabe ressaltar que a própria produção de lodo é substancialmente menor. Em um reator UASB tratando esgoto doméstico, a maior parte da matéria orgânica biodegradável afluente é convertida em metano, cerca de 50% a 70%. Cerca de 5% a 15% do material orgânico é convertido em biomassa microbiana, que é retirado do sistema em forma do lodo excedente. Por outro lado, no sistema aeróbio, cerca de 30 a 40% da matéria orgânica biodegradável afluente sai como lodo (VON SPERLING, 2002). Além disso, os processos anaeróbios são muito mais eficientes energeticamente quando comparados a processos aeróbios, ou seja, são mais capazes de produzir energia a partir do tratamento, apresentando 62 e 14% de eficiência energética, respectivamente (RITTMANN, 2013).

A operação do processo é também simples, pois geralmente o sistema é instalado a favor da gravidade, tanto para a entrada do afluente, quanto para a saída do efluente a ser destinado a um pós-tratamento, não sendo necessários sistemas de bombeamento e recalque. Também não são necessários painéis de manutenção e automação ou inserção de produtos químicos. Em alguns casos, onde há limitações

de temperatura e também efluentes com cargas concentradas, pode ser necessário promover a agitação interna para garantir maior contato entre biomassa e matéria orgânica ou ainda, um aquecimento do meio para o favorecimento dos microrganismos envolvidos no processo, que se desenvolvem melhor em temperaturas mesofílicas (35-37 °C).

Ademais, cabe ressaltar que, para o caso da necessidade de agitação ou aquecimento do meio, o próprio biogás gerado na estação pode ser utilizado para suprir essas demandas energéticas, reduzindo o custo necessário.

#### 4.3.2 Recuperação e aproveitamento de subprodutos

O lodo e o biogás são dois subprodutos gerados no tratamento anaeróbico dos esgotos domésticos e que podem ser recuperados e convertidos em produtos de valor, como discutido a seguir.

O volume de lodo gerado em uma ETE usualmente representa, aproximadamente, de 1 a 2% do volume de esgoto tratado. Como um subproduto do tratamento, após deixar o reator, o lodo também necessita de um tratamento específico antes da sua destinação final. Devido às dificuldades inerentes à opção da escolha de disposição do lodo em aterros sanitários e dos custos relativos ao transporte, que variam também em relação ao volume de lodo e às distâncias percorridas, o reaproveitamento do lodo pode se tornar uma opção mais vantajosa e atrativa. A gestão do lodo pode representar entre 20% e 60% dos custos operacionais de uma ETE (ANDREOLI *et al.*, 2001; SPINOSA *et al.*, 2011).

Mais de 90% do lodo produzido no mundo tem sua disposição final por meio de três processos principais: incineração, disposição em aterros ou uso agrícola, sendo este último considerado a forma mais sustentável. O uso agrícola do lodo de esgoto tem sido a alternativa com maior perspectiva de crescimento, devido às maiores necessidades de produção de alimentos. Além disso, o aumento das exigências ambientais para o lançamento de lodos em aterros sanitários torna esta alternativa de destinação menos atrativa (ANDREOLI *et al.*, 2001).

A destinação do lodo para aterros sanitários, além de apresentar as dificuldades já mencionadas, representa também perda de potencial energético, uma vez que o lodo também pode ser aproveitado energeticamente. Para o aproveitamento dos benefícios referentes à recuperação energética do lodo, alguns processos térmicos que já são amplamente empregados para outras fontes de biomassa, têm ganhado destaque, sendo os mais relevantes a pirólise, a gaseificação e a combustão, os quais permitem a redução do volume de lodo e a produção de energia para diversos usos (ROSA *et al.*, 2014). Lodos com graus de desidratação elevados podem ser utilizados como fontes potenciais de combustível. Um estudo mostrou que após desidratação, em filtro prensa, o lodo do reator UASB apresentou um teor médio de umidade de 58,7% (em base de trabalho) e poder calorífico superior (PCS) e poder calorífico inferior (PCI) de 8,7 e 2,0 MJ/kg, respectivamente (ROSA *et al.*, 2011). A nível de comparação, o PCS para lodo estabilizado (digerido por processos aeróbios, anaeróbios ou pelo uso de cal) é da ordem de 11 MJ/kg (WERLE; WILK, 2010).

Já o biogás é um subproduto gasoso gerado no processo de tratamento anaeróbio de elevado poder calorífico, devido à presença em maior quantidade do gás metano ( $\text{CH}_4$ ) (~ 60%). O seu poder calorífico é similar ao do gás natural, i.e. 22 MJ/Nm<sup>3</sup> vs 31-40 MJ/Nm<sup>3</sup> (VASCO-CORREA *et al.*, 2017). Dessa forma, o biogás pode ser aproveitado de diversas maneiras, desde o uso familiar, sendo queimado diretamente em fogões e lâmpadas, até mesmo para produção de calor ou vapor (caldeira), e também para geração de eletricidade e calor em um sistema combinado (CHP) (VASCO-CORREA *et al.*, 2017).

Além da possibilidade de se realizar o aproveitamento do biogás para produção de energia (térmica, mecânica e/ou elétrica), cabe ressaltar o ganho ambiental intrínseco ao correto gerenciamento do biogás gerado, uma vez que o metano é um gás de elevado potencial poluidor do efeito estufa (ABBASI; ABBASI, 2012). Assim, buscar maneiras de se aproveitar energeticamente o biogás é vantajoso não somente financeiramente, mas também ambientalmente, pois o biogás quando perdido para atmosfera, representa poluição ambiental atmosférica. O tratamento de águas residuais municipais torna-se, desta forma, uma boa oportunidade de se buscar a redução das emissões de gases de efeito estufa, sobretudo em países em desenvolvimento (NOYOLA *et al.*, 2016).

No México, estima-se que as emissões de gases de efeito estufa podem ser reduzidas em até 4% se o tratamento de esgoto utilizar sistemas combinados anaeróbios-aeróbios ao invés de sistemas unicamente aeróbios (como é com a aplicação das tecnologias de lodos ativados e lagoas aeradas). E, ainda, que esta redução pode chegar a 27%, caso o biogás gerado seja ainda aproveitado na planta (NOYOLA *et al.*, 2016).

Finalmente, em uma avaliação das perspectivas e desafios para o saneamento sustentável elaborada pela USEPA (2010), para melhorar o equilíbrio do uso da energia no tratamento de águas residuárias foi indicado substituir os tratamentos aeróbios pelos anaeróbios, além de gerar energia a partir do fluxo de efluente via recuperação de metano (BRANDS, 2014).

#### **4.4 Limitações dos reatores UASB**

Embora seja uma tecnologia bastante atrativa, os reatores anaeróbios possuem algumas limitações que podem conter o avanço da sua utilização. Algumas delas são intrínsecas à tecnologia, como, por exemplo, a eficiência limitada de remoção da matéria orgânica, a formação e presença do metano dissolvido no efluente e as emissões gasosas fugitivas.

A matéria orgânica que não é convertida em metano e outros gases, ou em lodo e biomassa, sai em forma de material não degradado (10 a 30%) junto com o efluente do sistema (CHERNICHARO, 2007). Esse percentual é considerado elevado, sobretudo quando comparado aos sistemas aeróbios, que perdem junto ao efluente apenas cerca de 5 a 15% da matéria orgânica. Desta forma, apesar de inúmeras vantagens, o desempenho da remoção da matéria orgânica pode ser observado como uma desvantagem, pois muitas vezes não é suficiente para atender aos padrões de lançamento, sendo necessário o emprego de um pós-tratamento para garantir o atendimento da qualidade do efluente exigido pelas legislações (VON SPERLING, 2002).

O sistema também não é capaz de remover nutrientes e microrganismos patogênicos. Dessa forma, para necessidades específicas, somente a tecnologia de reatores

anaeróbios não é satisfatória, sendo necessário adicionar também sistemas de pós-tratamento no fluxograma da estação.

Outro fator que representa uma restrição para tecnologia e merece grande atenção é a presença do metano dissolvido no líquido efluente do reator UASB. De acordo com a Lei de Henry, que trata sobre a solubilidade dos gases em meio líquido, o metano é um gás de pouca solubilidade em água, o que significa dizer que o metano tem facilidade em se desprender do líquido devido à sua característica molecular (METCALF; EDDY, 2004). Embora a Lei de Henry não trate diretamente acerca da cinética de transferência de gás, oferece uma perspectiva sobre um sistema líquido-gás estar em equilíbrio, fator que influencia na taxa de transferência de gás na interface líquido-gás (SOUZA, 2010).

A maior parte do metano formado nos reatores anaeróbios é coletada em sua forma gasosa, como biogás, sendo passível de aproveitamento energético. Contudo, uma considerável parcela do metano formado (cerca de 30 a 40%) permanece dissolvida no meio líquido (SOUZA, 2010; MATSUURA *et al.*, 2015). Como o metano é também um gás com elevado potencial de efeito estufa, a sua permanência no meio líquido faz com que o mesmo se desprenda para a atmosfera de forma dispersa em pontos de turbulência.

As emissões gasosas fugitivas correspondem aos gases responsáveis pelos odores e pela corrosão, os quais são gerados nas diversas etapas da estação de tratamento de esgoto pelo processo anaeróbio (BRANDT *et al.*, 2018). A geração de gases odorantes com emissões fugitivas, juntamente com a possibilidade de ocorrência de corrosão, são limitações intrínsecas ao uso dos reatores UASB, porém, diversos trabalhos vêm sendo desenvolvidos com o intuito de minimizar estes problemas, ainda na fase de construção dos reatores, assim como também na fase de operação, contando com medidas preventivas e/ou corretivas (MACHADO, 2016; GLÓRIA *et al.*, 2016; SANTO, 2017).

#### **4.5 Gerenciamento do lodo de descarte**

O gerenciamento de lodo dos reatores UASB é comumente reportado como um problema operacional da rotina das ETEs. Durante tal rotina é necessário que,

periodicamente, o lodo de excesso gerado seja removido e enviado para uma unidade de desidratação. Assim, a equalização dos procedimentos de descarte do lodo anaeróbio gerado é de grande relevância para manutenção do controle operacional, influenciando diretamente no desempenho dos reatores.

As condições operacionais de digestores anaeróbios, como a carga orgânica aplicada, a idade do lodo, quantidade de sólidos, temperatura e configuração do reator, são reportadas como determinantes para a composição da comunidade microbiana, que, por sua vez, influenciam na eficiência da digestão (DE VRIEZE *et al.*, 2015). As principais condições de operação e manutenção para o bom funcionamento do reator são comentadas a seguir.

O tempo de retenção celular, ou idade do lodo, influencia na degradação da matéria orgânica. Ele está associado à taxa de crescimento microbiano e depende ainda da temperatura do processo, da taxa de carregamento orgânica diária e da composição do substrato. Quando o tempo de retenção do lodo (TRL) é muito reduzido, pode levar à eliminação de microrganismos ativos e prejudicar o desempenho do digestor (CARBALLA, REGUEIRO, LEMA, 2015). Por isso, a idade do lodo é um dos principais critérios para o desenho de reatores UASB, que deve estar acima de um valor mínimo que seja suficiente para manter a capacidade de conversão metanogênica do lodo (CHERNICHARO *et al.*, 2015).

Segundo Chernicharo *et al.* (2015), para esgoto doméstico diluído, sob condições tropicais (1.000 mg/L e 20 °C), esse tempo mínimo sempre será atendido, desde que, como regra geral, um TRL mínimo seja sempre maior que três vezes o tempo de duplicação das células da biomassa, caso contrário, pode haver limitação da etapa de conversão. Uma vez que as taxas de crescimento bacteriano estão relacionadas com a temperatura, o TRL necessário será maior quando a temperatura do esgoto for menor (VAN LIER *et al.*, 2015).

Outras referências indicam como um período satisfatório para idade do lodo 15 a 30 dias, considerando o tratamento de resíduos em reatores anaeróbios operando em condições mesofílicas, as quais se encontram em grande parte do território brasileiro (MAO *et al.*, 2015). Adicionalmente, avaliando a influência de diferentes condições operacionais em reatores anaeróbios, com base no balanço de massa de DQO,

considerando a biomassa retida, os sólidos suspensos voláteis (SSV) no efluente e desprezando o decaimento da biomassa, um valor de tempo de retenção de lodo de aproximadamente  $45 \pm 10$  dias foi estimado como sendo o tempo crítico (mínimo) para o acúmulo de biomassa no reator (SINGH; VIRARAGHAVAN, 2003). Os mesmos autores ressaltam que, para ser bem-sucedido, um processo de tratamento biológico deve ter um tempo de retenção de lodo superior ao valor crítico, de forma que, caso contrário, o reator acabaria perdendo toda a biomassa ativa retida no efluente.

Não obstante, é importante levar em conta que o TRL pode depender de várias características, como por exemplo, a capacidade de filtração do leito do lodo, que é determinada pelas velocidades de vazão aplicada e pelas características do lodo; pelas taxas de crescimento e decaimento bacteriano; pela capacidade de retenção de lodo no decantador, determinada pelas velocidades do líquido aplicado e, também pelas rotinas de retirada do excesso de lodo presente no reator (CHERNICHARO et al, 2015).

Um estudo de impacto da implementação de rotinas de retirada de lodo em reatores UASB, em escala real, no controle operacional e na melhoria da qualidade final do efluente constatou que o uso de um protocolo sistematizado para descarte de lodo permitiu a remoção do acúmulo excessivo de lodo acumulado durante o período em que o sistema de desidratação estava fora de operação (ROSA *et al.*, 2012). No experimento, a aplicação dos conceitos de massa mínima e máxima de lodo nos reatores UASB resultou em uma melhoria na qualidade final do efluente nos reatores. Nos períodos em que o reator operou com quantidades de biomassa inferiores ao limite máximo estabelecido, as concentrações médias de SST, DBO e DQO foram inferiores a 109, 44 e 153 mg/L, respectivamente. Cabe ressaltar, porém, que o objetivo deste trabalho focou apenas na verificação da qualidade final do efluente, sendo este o parâmetro de controle. Dessa forma, é possível perceber que quando se promove o descarte do lodo de excesso do interior do reator os valores de concentração de SST, DBO e DQO são de fato reduzidos, além de que a variação nos valores de concentração de DQO são mais elevadas, o que pode sugerir certa instabilidade do processo.

Os reatores UASB instalados na Índia não seguem um padrão rigoroso para o descarte necessário, o que leva a contradições em relação ao desempenho dos reatores UASB instalados em várias ETEs no país (KHAN; MEHROTRA; KAZMI, 2015). Após avaliação de 10 reatores UASB em escala real que tratam águas residuárias em diferentes cidades da Índia, relatou-se que os baixos desempenhos estavam relacionados principalmente a flutuações nas características do afluente, mau funcionamento e baixa manutenção, no que diz respeito à operacionalização dos reatores (KHAN *et al.*, 2014).

Outro estudo publicado monitorou a operação de sistemas anaeróbios em diferentes temperaturas, tratando afluentes distintos, por cerca de 89 dias sem promover descarte de lodo. Os resultados mostraram que a acumulação do lodo é aparentemente um processo importante na remoção de DQO solúvel, uma vez que nem toda matéria orgânica é instantaneamente degradada (LUOSTARINEN; RINTALA, 2007). Segundo os autores, a acumulação em demasia de lodo pode resultar na perda excessiva do mesmo juntamente com o efluente, caso o descarte do lodo não seja programado de maneira correta, contando que o lodo presente no reator já esteja parcialmente estabilizado. Assim, o efluente recentemente alimentado ao reator, sem tempo suficiente para degradação antes da retirada do lodo causa instabilidade no mesmo.

Durante os experimentos realizados por Luostarinen e Rintala (2007), os reatores anaeróbios produziram efluentes de qualidade estável em todos os momentos, exceto quando os leitos de lodo estiveram acima de 75% do volume do reator. Dessa forma, ressalta-se a remoção periódica dos sólidos acumulados como um requisito de manutenção importante para garantir a qualidade estável do efluente (LUOSTARINEN; RINTALA, 2007). Como conclusão, o estudo indicou que para garantir a estabilidade completa do lodo, é necessário um período sem alimentação antes da remoção de lodo ou um tempo de retenção de lodo mais longo a baixas temperaturas. Isso, devido ao fato de que em seu experimento, o crescimento do leito de lodo aumentou a 10 °C, aparentemente devido à hidrólise mais lenta e degradação de sólidos acumulados em comparação com o experimento a 20 °C.

Por fim, a falta de uma rotina de descarte de lodo pode provocar problemas na própria operação do reator, uma vez que o lodo de excesso sem descarte tende a ser perdido juntamente com o efluente do reator, prejudicando a qualidade do efluente final. Além disso, o acúmulo desnecessário de lodo no reator pode vir a dificultar o tratamento do lodo após a sua saída do reator, em leitos de secagem ou equipamentos mecanizados de tratamento (CHERNICHARO *et al.*, 2009).

#### **4.6 Aproveitamento energético do biogás**

A comunidade microbiana do processo de digestão anaeróbia é complexa e sensível a variações de condições operacionais aplicadas, o que pode resultar na redução da produção de biogás (MAO *et al.*, 2015). São vários os fatores que podem influenciar no seu desempenho, como temperatura, pH, carga orgânica, relação entre carbono e nitrogênio, tempo de detenção hidráulica (TDH), tempo de retenção de lodo (TRL), entre outros (PRATI, 2010; MAO *et al.*, 2015). Sendo o biogás um subproduto de interesse comercial, é importante discutir quais são os parâmetros que afetam a sua produção e a sua qualidade.

Os resultados de pesquisas anteriores apontam que muitas vezes os dados obtidos relatam um potencial energético disponível menor que o esperado em ETEs (LOBATO; CHERNICHARO; SOUZA, 2012; WAISS; POSSETTI, 2015; CABRAL, 2016). Como possíveis causas estão o baixo potencial energético devido a emissões gasosas fugitivas de metano; a permanência do metano dissolvido no meio líquido (sem recuperação e desprendido para atmosfera de maneira descontrolada); vazamentos de biogás nos reatores, separadores trifásicos, conexões e nas tubulações de biogás; entrada excessiva de água pluvial nas redes de esgoto e o desempenho do reator propriamente dito, em função da quantidade e da qualidade da biomassa disponível para conversão da matéria orgânica. Pontos considerados importantes e que serão aprofundados nessa tese estão discutidos a seguir, i.e: pluviometria, temperatura, variações no hidrograma típico e características da manta de lodo.

#### 4.6.1 Pluviometria

A pluviometria é uma variável ambiental importante na avaliação da produção de biogás em ETEs com reatores anaeróbios, já que pode promover a diluição do esgoto afluente e, conseqüentemente, reduzir a carga orgânica de entrada. No Brasil, apesar da grande maioria das cidades terem um sistema coletivo de tratamento de esgoto do tipo separador, isto é, haver a separação dos esgotos sanitários e das águas pluviais em canalizações diferentes, observa-se a entrada de grandes contribuições da água pluvial na rede de esgotos durante a estação chuvosa. Essa entrada excessiva de águas pluviais na rede de esgoto leva à diluição do esgoto, com a diluição da matéria orgânica presente e à conseqüente redução do potencial de produção de biogás, inclusive nos períodos consecutivos às chuvas.

Por isso, é importante entender a relação entre as variações de vazão de esgoto afluente e a produção de biogás para possibilitar a otimização e o controle do processo. Estudos já constataram que as concentrações de DQO afluente variam significativamente durante os dias da semana, enquanto as concentrações de DQO efluente se mostram mais estáveis, tanto pela manhã e quanto à tarde (OLIVA *et al.*, 1997). De maneira geral, o reator UASB, mesmo quando recebe um afluente muito variável em termos qualitativos, tem a capacidade de amortecer essas variações, podendo a mesma ser de até três vezes o valor da vazão média, sem grandes prejuízos para a qualidade do efluente final, desde que operado com adequado TDH (FRANCISQUETO, 2007; LEITÃO, 2004).

Por outro lado, outras pesquisas relataram que os sistemas anaeróbios para tratamento de esgotos sanitários não foram testados quanto à capacidade de se sustentar após variações de vazão e não há informações experimentais suficientes para confirmar ou refutar a ideia de que os processos anaeróbios de alta taxa são sensíveis a variações de vazão e/ou de concentração (LENS; VERSTRAETE, 1991 apud FRANCISQUETO, 2007). Sabe-se que o efeito de variações de cargas hidráulicas e orgânicas depende do TDH, do tempo de residência celular, da intensidade e da duração das variações, das propriedades do lodo e do desempenho do reator, principalmente, em função da concepção do separador trifásico, porém, não foi estabelecida ainda uma relação clara entre os parâmetros mencionados e o comportamento dos reatores UASB (LEITÃO *et al.*, 2006). Grandes flutuações de

cargas afluentes, hidráulicas ou orgânicas, provocam perturbações que podem resultar em diminuição de desempenho ou em falhas nos sistemas, afetando negativamente o desempenho dos reatores (VAN LIER *et al.*, 2001; BORGES, 2005).

Um estudo recente avaliou o desempenho de um reator UASB em escala piloto tratando esgoto doméstico, e operando com diferentes cargas orgânicas aplicadas (0,57 e 6,35 kgDQO/m<sup>3</sup>.dia) e verificou-se que em cargas orgânicas mais baixas a atividade metanogênica diminuiu, além de terem sido verificadas maiores variações na remoção de DQO e baixa produção de biogás (KHAN; MEHROTA; KAZMI, 2015). A remoção de matéria orgânica apresentou correlação linear com as cargas orgânicas, entretanto, os fatores responsáveis pela menor eficiência do reator operado sob baixas cargas orgânicas não foram investigados pelos autores. Ressalta-se que as diferentes cargas orgânicas aplicadas estão fora da faixa reportada pela literatura, que se situa entre 2,5 e 3,5 kgDQO/m<sup>3</sup>.dia (CHERNICHARO, 2007). A literatura também indica que para um TDH relativamente longo (> 6 h) as variações de vazões, mesmo que severas (quatro vezes a vazão do reator), afetam pouco o desempenho do reator UASB tratando esgoto doméstico. Porém, para TDH médio e curto (~ 3 h), mesmo variações moderadas de vazões podem afetar negativamente o rendimento (MEDEIROS FILHO; VAN HAANDEL; CAVALCANTI, 1999).

As variações de fluxo estão relacionadas também às características do projeto do reator. Como por exemplo, as velocidades ascensionais aplicadas ao reator, que também dependem do tipo de lodo presente e das cargas aplicadas. Em elevados TDH a vazão tende a ser baixa e, conseqüentemente, a velocidade ascensional também. E assim, em baixos TDH, observa-se elevados valores de vazões, que repercutem em altas velocidades ascensionais (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994). Velocidades ascensionais muito elevadas podem levar à ocorrência de perda de sólidos junto com o efluente final, não permitindo que o lodo decante na zona de decantação do separador trifásico, além de reduzir o tempo de contato entre matéria orgânica e biomassa. Em contrapartida, velocidades ascensionais muito baixas, tendem a dificultar o desprendimento das bolhas de biogás que são formadas e escapam na abertura da coifa do separador trifásico (VAN HAANDEL E LETTINGA, 1994; KALOGO; VERSTRAETE, 1999; MAHMOUD, 2003; LEITÃO, 2004). Segundo a literatura, para reatores trabalhando em cima da vazão média, a velocidade

superficial deve ficar entre 0,5 e 0,7 m/h e, para vazões máximas, deve ser menor ou igual a 1,1 m/h. Por fim, para picos de vazões com durações entre 2 e 4 horas, recomenda-se velocidade superficial menor que 1,5 m/h (CHERNICHARO *et al.*, 2015).

Com relação à entrada de chuva em ETEs, o excesso de vazão afluyente aos reatores pode provocar sobrecarga hidráulica no mesmo, resultando em perda de biomassa e aumentando a perda de eficiência de produção de biogás. A água de chuva pode ocasionar o extravasamento de estações elevatórias do esgoto bruto, ocasionando em uma perda de matéria orgânica, que assim, não chega à estação de tratamento para ser removida nos reatores anaeróbios (CABRAL, 2016). Sabe-se que o biogás produzido em ETEs com reatores UASB está correlacionado com a vazão de entrada na estação e da remoção de matéria orgânica (FERNANDES NETO *et al.*, 2013). Além disso, verificou-se em um estudo que a produção de biogás acompanha as variações da vazão de esgoto afluyente à estação, ressaltando a relação direta entre a vazão tratada pela estação e o volume de biogás produzido pelos reatores (ARAÚJO *et al.*, 2015). Porém, cabe ressaltar que em caso de diluição, a carga orgânica afluyente é alterada.

Poucos estudos são relatados na literatura atual contemplando dados experimentais relacionados à pluviometria e produção de biogás, sobretudo, em escala real. Em estudos recentes, foi constatada uma relação direta entre o aumento da vazão de esgoto afluyente e a ocorrência de chuvas, com a conseqüente diminuição do TDH e da produção de biogás em reatores UASB (POSSETTI *et al.*, 2013; WAISS; POSSETTI, 2015; CABRAL, 2016). Por exemplo, a partir de resultados de medições em uma ETE de grande porte, dotada de reatores UASB alimentados com esgoto doméstico, a influência dos eventos de chuva foi relacionada com as taxas de produção de biogás (WAISS; POSSETTI, 2015). Tal pesquisa verificou que a vazão de biogás da ETE analisada foi variável, apresentando um coeficiente de variação de 31,6%, tendo sido influenciado, dentre outros fatores, por eventos de chuva. Evidenciou-se ainda uma tendência de redução nas vazões de biogás à medida que as precipitações pluviométricas aumentam, sugerindo uma redução média de vazão de biogás de 23,2%, quando comparado ao dia anterior aos eventos de chuva, o que representou uma diminuição da vazão média anual de biogás da ETE em

aproximadamente 3,5% (WAISS; POSSETTI, 2015). No entanto, como a ocorrência de chuvas possui caráter específicos em cada região, esse valor pode ser maior em localidades que apresentem épocas com elevadas precipitações pluviométricas. Assim, deve-se ainda incluir os dados referentes à influência da chuva em cálculos de estimativas de produção de biogás, sobretudo aos dimensionamentos de plantas de recuperação energética de biogás provenientes de reatores UASB, para se obter valores mais próximos dos encontrados.

Um estudo avaliou a produção de biogás em diferentes ETEs em escala real no Brasil e a influência de parâmetros operacionais (CABRAL, 2016). Resultados estatísticos identificaram que a vazão de biogás está correlacionada positivamente com a vazão de esgoto, concentração de DQO afluente e carga removida e inversamente com precipitação. Em relação à temperatura, a mesma não atingiu o nível de significância estatístico que indicasse influência na produção de biogás. Concluiu-se que parâmetros como vazão de esgoto, DQO e pluviometria foram mais determinantes na variação da produção de DQO do que temperatura (CABRAL, 2016). Resultado semelhante foi obtido ao monitorar um reator em escala real, concluindo que outras variáveis desempenharam papel mais importante do que a temperatura como influência na produção de biogás (CAMPELLO, 2009), sobretudo quando a temperatura varia entre 20 e 25 graus (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

Além da diluição da concentração de matéria orgânica, outras consequências também podem ser percebidas a partir da entrada de chuva na rede de esgoto, com influências na produção de biogás, como a diminuição do TDH do reator, o aumento da velocidade ascensional do esgoto e a perda de sólidos e lodo juntamente com o efluente, deteriorando a sua qualidade final. Como exemplo, as velocidades ascensionais das vazões aplicadas determinam a capacidade de filtração do leito de lodo e a capacidade de retenção de lodo pelo decantador, que por sua vez, influenciam no tempo de retenção de lodo do reator anaeróbio (CHERNICHARO *et al.*, 2015). Em um trabalho avaliando a influência de diferentes condições operacionais em reatores anaeróbios, relatou-se que ao diminuir o TDH do reator, o tempo de retenção do lodo (ou idade do lodo) também diminuiu (SINGH; VIRARAGHAVAN, 2003). Cabe ressaltar que quando o tempo de retenção do lodo é muito reduzido, pode

ocasionar à eliminação de microrganismos e prejudicar o desempenho do digestor (CARBALLA, REGUEIRO, LEMA, 2015).

Desta forma, entende-se a lacuna no entendimento de como as variações na pluviometria e diluição do esgoto impactam a correta operação dos reatores UASB e a extrema importância sobre o conhecimento, avanço e domínio em relação à variabilidade no processo de produção e captação do biogás, assim como suas características e fatores de influência, para que tais resultados possam viabilizar e contribuir no gerenciamento de plantas de aproveitamento energético do biogás.

#### 4.6.2 Temperatura

Os microrganismos envolvidos na digestão anaeróbia são muito sensíveis à temperatura, de forma que ela afeta fortemente em suas taxas de crescimento, na taxa de remoção de matéria orgânica e na produção de metano. Parâmetros como aumento de pH, de hidrólise de partículas orgânicas e de produção de metano foram observadas pelo aumento de temperatura em reatores (CHERNICHARO, 2007). Além disso, a temperatura tem sido relatada como fator de influência na competição entre bactérias redutoras de sulfato (BRS) e arqueias produtoras de metano, sendo as BRS dominantes em temperaturas mesofílicas (~ 35°C) e as arqueias, em condições termofílicas (~ 55°C). Entretanto, estudos verificaram a predominância de diferentes espécies de micro-organismos em períodos distintos (inverno e verão), podendo este também ser um fator de influência para a produção dos gases constituintes do biogás (MATSUURA *et al.*, 2015), indicando uma menor produção de biogás no período de inverno (UEMURA; HARADA, 2000; BANDARA *et al.*, 2011; MATSUURA *et al.*, 2015). Por outro lado, apesar da temperatura ser uma variável crucial, que afeta claramente o desempenho de sistemas anaeróbios, raramente tem sido considerada de forma explícita em modelagem de sistemas anaeróbios (DONOSO-BRAVO *et al.*, 2013).

As arqueias metanogênicas são ainda mais sensíveis a variações pH, as substâncias tóxicas e as variações de temperatura. Em linhas gerais, a conversão anaeróbia da matéria orgânica presente no esgoto doméstico produz, relativamente, pouca energia, sendo a taxa de crescimento das arqueias metanogênicas lenta. Balanços de massas realizados têm mostrado que apenas cerca de 20% da matéria orgânica de entrada

no processo é convertida em novas células (LOBATO; CHERNICHARO; SOUZA, 2012).

Um estudo cita a percepção da influência da temperatura ambiente na produção diária de biogás, entretanto, sem definir o grau de correlação entre os parâmetros (MELO, 2015). Foi verificado que a produção de biogás segue um perfil cíclico ao longo dos dias, de forma que, as produções que ocorrem entre o período de 12h-18h são cerca de 50% maiores do que as que ocorrem até 12h. A temperatura, por sua vez, influencia, entre outros fatores, na taxa de transferência de gases ar-líquido e, com isso, nas perdas de metano dissolvido (YANG; SPEECE, 1986; CHERNICHARO, 2007; BANDARA *et al.*, 2012; TEZEL *et al.*, 2014), uma vez que a solubilidade do CH<sub>4</sub> aumenta em menores temperaturas (BANDARA *et al.*, 2011). Um aumento de temperatura no processo, em geral, tem um efeito positivo na taxa metabólica dos microrganismos, mas também resulta numa maior concentração de ácidos graxos voláteis (CHEN; CHENG; CREAMER, 2008).

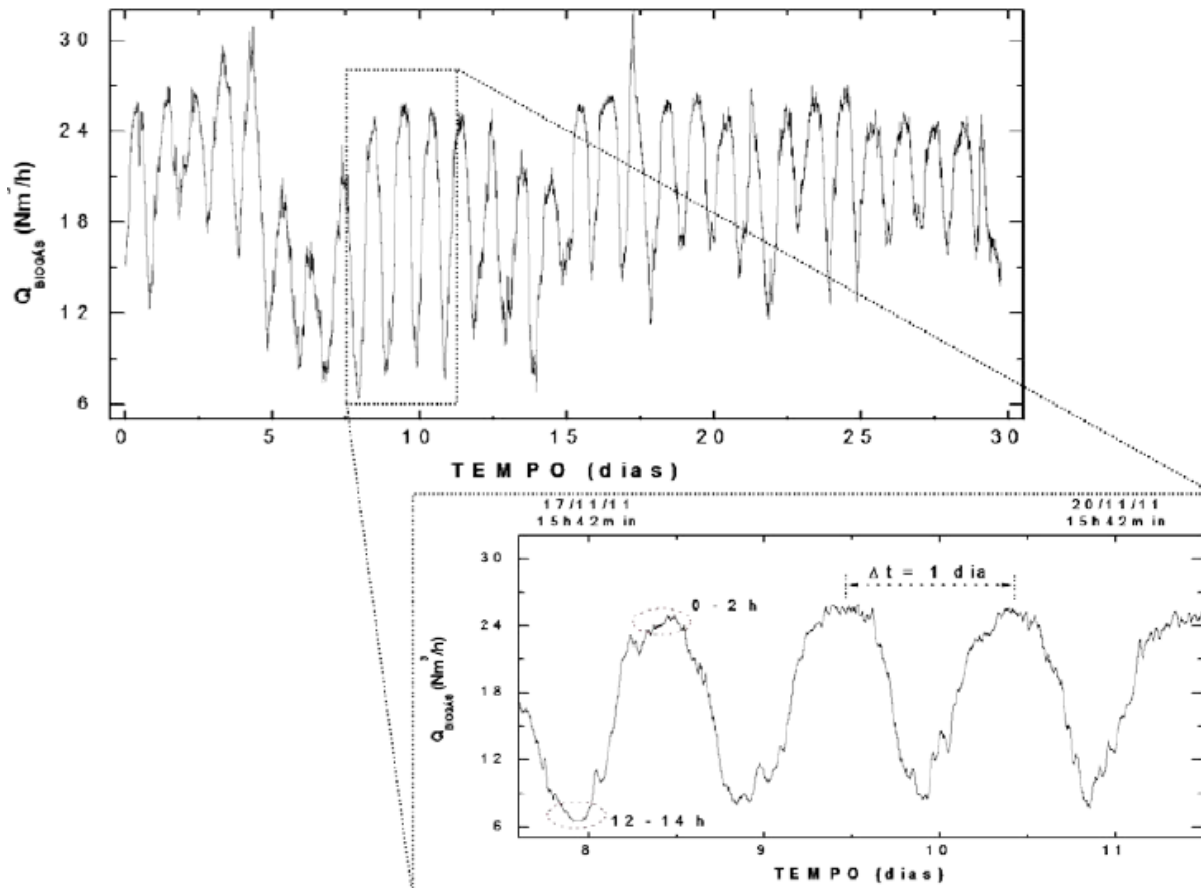
#### 4.6.3 Variações de vazão afluente

Um estudo avaliou as correlações entre o biogás produzido e a vazão de entrada e a remoção de matéria orgânica em ETEs com reatores UASB e verificou-se que quanto maior a vazão de entrada na estação e maior a remoção de matéria orgânica, maiores produções de biogás são obtidas (FERNANDES NETO *et al.*, 2013). Assim, é necessário avaliar com maior rigor a produção de biogás em reatores operando sob variações de vazão através da aplicação de hidrogramas (FRANCISQUETO, 2007).

Verificou-se, a partir de medições em tempo real, que a produção de biogás geralmente segue um comportamento diário padrão, verificado a partir de gráficos de série temporal, com comportamentos semelhantes de produção segundo o hidrograma típico de vazão de esgoto afluente de cada estação (POSSETTI *et al.*, 2013). Como pode ser visto na Figura 2, para a estação de tratamento avaliada no trabalho, as vazões máximas de produção de biogás ocorreram entre meia noite e duas horas da madrugada e vazões mínimas entre meio dia e quatorze horas, influenciadas pela chuva e pelas características do hidrograma típico. Além disso, alcalinidade, pH, DBO, DQO e vazão de esgoto descreveram comportamentos aparentemente correlacionáveis com a produção de biogás. Porém, os resultados

aprofundados dos dados e a correlação entre os parâmetros com a produção de biogás ainda não são conhecidos.

**Figura 2 - Curva de vazão de biogás em função do tempo para um intervalo de 30 dias. Em destaque são apresentadas as vazões de biogás para um intervalo de 4 dias.**



Fonte: Posseti *et al.*, 2015.

Em um trabalho complementar, avaliou-se diferentes ETEs com reatores anaeróbios e também foram encontradas relações entre a vazão afluente à estação e a produção de biogás, indicando a ocorrência de um perfil horário de produção, com picos geralmente no período da tarde (CABRAL, 2016). O estudo sugere que para uma melhor interpretação do comportamento da produção de biogás seria necessário considerar as demais variáveis influentes, além de vazão de esgoto, tais como DQO, temperatura e eficiência do reator.

Em pesquisa recente, verificou-se que a caracterização do biogás produzido em reatores UASB, tratando esgoto doméstico, em termos quantitativos e qualitativos, acompanhou as variações da vazão de esgoto afluente à estação, ressaltando a

relação direta entre a vazão tratada pela ETE e o volume de biogás produzido pelos reatores (ARAÚJO *et al.*, 2015). Em tal pesquisa, o reator operou em regime de hidrograma típico, recebendo, porém, uma vazão média equivalente à aproximadamente 38% da vazão de projeto.

Adicionalmente, as produções de biogás em reator UASB operando com hidrograma típico não ocorreram da mesma maneira que em reator operado com vazão constante. As produções de biogás observadas em reatores operando com hidrogramas típicos tendem a apresentar variações mais significativas, em termos de desvios padrões. Verificou-se ainda variações significativas, comparadas a reatores operando em hidrograma constante, em relação à presença de metano dissolvido, que se apresentou ligeiramente subsaturado ao receber variações de vazões (MELO *et al.*, 2016).

#### 4.6.4 Aspectos de interesse para caracterização e gerenciamento do lodo em reatores UASB

O processo biológico da digestão anaeróbia apresenta um equilíbrio entre os grupos de microrganismos envolvidos e o substrato disponível. Assim, a biota envolvida é altamente complexa em termos de funcionalidade e diversidade da comunidade (BATSTONE *et al.*, 2002; CARBALLA, REGUEIRO, LEMA, 2015). A sensibilidade de microrganismos anaeróbios a fatores operacionais e ambientais pode levar à diminuição da eficiência da digestão sob maior capacidade ou, em casos extremos, à completa falha (CARBALLA, REGUEIRO, LEMA, 2015).

Assim como em outros processos bioquímicos, os sistemas de tratamento anaeróbios devem ser monitorados para garantir o sucesso de sua operação. Perturbações das condições do ambiente dos sistemas podem ser provocadas por sobrecargas hidráulicas e orgânicas e pela presença de materiais tóxicos inorgânicos e orgânicos. Sendo assim, alguns parâmetros são utilizados como indicadores de desempenho (SWITZENBAUM; GIRALDO-GOMEZ; HICKEY, 1990).

Dessa forma, é necessário identificar o parâmetro ou a combinação de parâmetros que podem ser usados como indicadores de desempenho para avaliação dos estados físico, químico e metabólico de um digestor anaeróbio (SWITZENBAUM; GIRALDO-

GOMEZ; HICKEY, 1990). Sobretudo, avaliar a utilização de parâmetros que possam ser indicadores do desempenho e possam correlacionar também à atividade da população microbiana presente.

O indicador ideal seria aquele que é fácil de medir e apresenta resultado significativo, na medida em que seria representativo do atual estado metabólico microbiano do sistema de reatores. Porém, ainda não há um indicador ideal que caracteriza o estado metabólico do ecossistema microbiano de digestão anaeróbia, exatamente pelo fato de que os ecossistemas microbianos desenvolvidos em um reator anaeróbio específico são exclusivos desse sistema específico (características hidráulicas do reator, padrão de alimentação, composição do substrato, etc.) (SWITZENBAUM; GIRALDO-GOMEZ; HICKEY, 1990).

Por outro lado, parâmetros químicos na fase líquida fornecem pouca ou nenhuma informação sobre o estado metabólico dos microrganismos presentes nos reatores (SWITZENBAUM; GIRALDO-GOMEZ; HICKEY, 1990). A literatura indica uma grande variação nas características microbiológicas e bioquímicas de digestores anaeróbios quando os parâmetros da fase líquida se apresentam em condições de estado estável (THIEL *et al.*, 1968). No esgoto doméstico estão presentes imersos no líquido compostos solúveis e não solúveis. Dentre os materiais não solúveis estão presentes os sólidos orgânicos e inorgânicos, sendo que o primeiro pode ainda ser dividido em inertes ou células vivas. Em geral, os sólidos presentes na fase líquida não são capazes de fornecer uma boa estimativa da população de microrganismos ativos, quando o substrato que entra ao reator possui seus próprios sólidos suspensos (SWITZENBAUM; GIRALDO-GOMEZ; HICKEY, 1990).

Contudo, o teor de sólidos é o parâmetro mais comum de caracterização da biomassa na prática. Os sólidos são geralmente medidos gravimetricamente, entretanto, encontrou-se uma boa correlação entre o teor de sólidos e as medidas de condutividade em um digestor anaeróbio, propondo este último parâmetro como forma de controlar o grau de estabilização do lodo em reatores (GRUNE, 1965 apud SWITZENBAUM; GIRALDO-GOMEZ; HICKEY, 1990). Já as medições de sólidos suspensos voláteis (SSV) não distinguem entre a biomassa microbiana e qualquer outro material orgânico particulado que possa estar presente no reator e, por isso, não

fornece uma indicação da atividade metanogênica potencial da biomassa microbiana presente.

Os parâmetros mais comumente utilizados são a quantificação de ácidos orgânicos voláteis, alcalinidade, produção de biogás e sua composição (porcentagem de metano), pH e quantificação de sólidos remoção de matéria orgânica. Normalmente, vários deles são monitorados juntos, pois fornecem informações complementares, sendo que a melhor operação é obtida pelo monitoramento diário e pelo mapeamento das tendências desses parâmetros e pela aplicação de ações corretivas antes que o processo se desequilibre (SWITZENBAUM; GIRALDO-GOMEZ; HICKEY, 1990). A produção de biogás, ainda que seja um monitoramento indireto, é relativamente fácil de obter e pode representar uma resposta a efeitos inibidores do processo. Dessa forma, variações significativas nas proporções relativas dos principais componentes ( $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$ ) podem estar relacionados à desequilíbrios no digestor. Entretanto, as variações na composição do biogás somente são significativas após o reator estar bem desenvolvido e estável (SWITZENBAUM; GIRALDO-GOMEZ; HICKEY, 1990).

Algumas condições operacionais de digestores anaeróbios, como a carga orgânica aplicada, a idade do lodo (ou TRL), quantidade de sólidos, temperatura e configuração do reator, foram reportadas como determinantes para a composição da comunidade microbiana, que por sua vez influenciam na eficiência da digestão (DE VRIEZE *et al.*, 2015). Como mencionado anteriormente, quando o TRL é muito curto, pode levar à eliminação de microrganismos e prejudicar o desempenho do digestor (CARBALLA, REGUEIRO, LEMA, 2015). Dessa forma, é necessária uma melhor compreensão dos procedimentos operacionais e da microbiologia de processos anaeróbios, a fim de evitar que um desequilíbrio ocorra em seu interior.

Nesse sentido, os descartes periódicos de lodo, quando o reator opera com a manta de lodo próximo de sua massa mínima, tende a diminuir a idade do lodo do reator, levando assim a uma diminuição da eficiência de remoção da matéria orgânica e, conseqüentemente, diminuição da conversão de matéria orgânica a metano (MELO *et al.*, 2016). Da mesma forma, relatou-se que variações no TRL podem desestabilizar e diminuir o desempenho dos sistemas anaeróbios (MAO *et al.*, 2015). Por exemplo, uma pesquisa realizada em três reatores UASB da ETE de Rio Formoso, em

Pernambuco/Brasil, observou-se que se o nível de lodo nos reatores UASB fosse otimizado, o teor de metano aumentaria de 40,85%v/v a 73%v/v e assim, a ETE seria autossustentável energeticamente (PERES *et al.*, 2011).

Outra pesquisa avaliou a influência da idade do lodo na taxa de produção de biogás e também na redução de sólidos totais voláteis (STV). Nesse estudo, encontrou-se uma correlação negativa para idade do lodo e a taxa de produção de metano/biogás e uma correlação positiva para idade do lodo e a redução de STV (MAO *et al.*, 2015). Uma diminuição de 10 a 20 dias na idade do lodo, provocou uma diminuição na produção específica de biogás próximo a 25%, enquanto a produção de biogás para uma idade do lodo de 12 dias foi três vezes maior que àquela reportada para 35 dias. Ou seja, maiores TRLs levam a maior redução de STV, contudo, uma idade de lodo excessiva, pode levar à diminuição da produção de biogás (MAO *et al.*, 2015).

Alguns estudos foram realizados com intuito de correlacionar a composição da comunidade microbiana com as condições de operação do reator e o desempenho na digestão anaeróbia (KARAKASHEV *et al.*, 2006; LERM *et al.*, 2012; DE VRIEZE *et al.*, 2015; ABENDROTH *et al.*, 2015; CARBALLA, REGUEIRO, LEMA, 2015). Entretanto, ainda há a necessidade de aprofundamento e disponibilidade de informações que possam apresentar a relação entre estratégias operacionais, eficiência de remoção de matéria orgânica e populações bacterianas de menor nível taxonômico, especialmente em processos de digestão anaeróbia de lodo de esgoto. Tais associações são relevantes para permitir o entendimento das funcionalidades potenciais das comunidades microbianas e sua interação com fatores ambientais (NARIHIRO; SEKIGUCHI, 2007; ARIESYADY *et al.*, 2007). Além disso, a estrutura da comunidade microbiana presente no reator também pode variar dependendo do inóculo (WILKINS *et al.*, 2015), da composição da matéria-prima afluyente e do padrão de alimentação (SUNDBERG *et al.*, 2013; ABENDROTH *et al.*, 2015; DE VRIEZE *et al.*, 2015). Naturalmente, a microbiologia de lodo de esgoto é propensa a variação, sendo a mesma causada por diversos fatores, como exemplos, tipo e fonte do esgoto (MCLEOD *et al.*, 2015), que levam a comunidades microbianas estruturadas altamente diversificadas e específicas. Isso aumenta ainda mais a dificuldade de investigar as correlações entre populações microbianas e parâmetros físico-químicos,

e encontrar situações comuns que possam revelar os mecanismos de diferenciação de comunidades microbianas sob diferentes condições operacionais.

Portanto, é importante avaliar as características bioquímicas e microbiológicas da manta de lodo. As células ativas e seu estado metabólico são parâmetros importantes para definição de estratégias de controle de desempenho do reator, como por exemplo, a determinação da taxa máxima de carga orgânica aplicada, a atividade metanogênica específica (AME) e a estabilidade do lodo. A AME do lodo determina a sua capacidade de produção de metano a partir de um substrato específico, desde que sua disponibilidade não seja fator limitante da reação (HUSSAIN; DUBEY, 2013; HUSSAIN; DUBEY, 2015). Dessa forma, considerando que a quantidade de população microbiana metanogênica em reatores anaeróbios pode ser considerada como fator crítico na eficiência de tratamento de efluentes, o teste de AME pode ser utilizado para delinear as condições de operação de sistemas anaeróbios, servindo como um parâmetro para avaliação de desempenho do sistema, permitindo uma melhor percepção e estabilidade (KAYRANLI; UGURLU, 2012; HUSSAIN; DUBEY, 2015).

A avaliação de AME de um lodo é feita a partir da alimentação de uma quantidade conhecida de substrato para uma quantidade definida do lodo a ser testado. Assim, a determinação regular da AME em períodos distintos permite fornecer informações sobre o desenvolvimento do lodo. Considerando que no processo de decomposição anaeróbia cerca de 72% do metano é gerado a partir do acetato, a capacidade do lodo em converter acetato é um fator chave para a capacidade do processo como um todo.

Nesse sentido, no início da operação de reatores anaeróbios, o teste de AME é importante para determinar a quantidade inicial adequada de carga orgânica aplicada ao reator. Já durante a operação contínua dos reatores anaeróbios, o teste de AME serve para determinar os estágios de desenvolvimento do lodo, a composição da biomassa, além da verificação do potencial de carga orgânica aplicada e avaliar o desempenho do reator (JAWED; TARE, 1999).

A taxa de carregamento orgânica diária do sistema afeta intensivamente todo o desempenho dos reatores anaeróbios, com foco para os períodos de sobrecargas, que provocam falhas no processo (DIVYA *et al.*, 2015). Cabe ressaltar, que uma

alteração no resultado de AME pode indicar uma inibição da atividade, como por exemplo, pela presença de compostos inibidores (MCHUG *et al.* 2004), ou acumulação de matéria orgânica lentamente degradável ou ainda não biodegradável (HUSSAIN; DUBEY, 2015). O teste de AME também pode ser útil para avaliar parâmetros cinéticos para o sistema anaeróbio (HUSSAIN; DUBEY, 2015).

A AME de lodos anaeróbios, tendo o acetato como substrato, foi estudada usando diferentes temperaturas e os resultados alcançaram valores de 0,74 gDQO<sub>CH4</sub>/gSTV.dia a uma temperatura de 25°C; 0,70 gDQO<sub>CH4</sub>/gSTV.dia a uma temperatura de 15°C e; 0,68 gDQO<sub>CH4</sub>/gSTV.dia a uma temperatura de 10°C (KAYRANLI; UGURLU, 2012). Os valores sugerem que menores taxas de cargas orgânicas devem ser aplicadas em menores temperaturas. E ainda, que a AME diminuiu com o decréscimo da temperatura, juntamente com menor remoção do substrato. Outro estudo encontrou uma atividade entre 1,078 e 0,975 a 35°C (SOTO *et al.*, 1993) e 0,635 e 0,887 g DQO<sub>CH4</sub>/gSTV.dia utilizando ácido acético como substrato (JAVED; TARE, 1999).

O resultado do teste de AME depende do tipo de lodo, flocculento ou granular, do tipo de substrato e das condições ambientais a que ocorrem o procedimento de teste (SOTO *et al.* 1993; JAVED; TARE, 1999). Além disso, a natureza do lodo desenvolvido pode ser afetada pela natureza do efluente que é alimentado ao reator.

Durante a operação do reator, o lodo acumula microrganismos metanogênicos e ao mesmo tempo, as partículas inertes vão sendo levadas para fora do reator, juntamente com o efluente, assim há um aumento da capacidade de AME do lodo (HUSSAIN; DUBEY, 2015). A AME de lodos em diferentes estágios de desenvolvimento foi estudado por diversos pesquisadores. A AME de lodo de digestor anaeróbio convencional varia de 0,01 a 0,04 gDQO<sub>CH4</sub>/gSTV.dia (HUSSAIN; DUBEY, 2013). Outros pesquisadores relataram um aumento na AME de um lodo de baixa qualidade, de 0,04 a 0,85 gDQO<sub>CH4</sub>/gSTV.dia quando o mesmo foi cultivado em uma mistura de AGV durante 6 semanas desde o início da operação do reator UASB (ZEEUW; LETTINGA, 1980 apud HUSSAIN; DUBBEY, 2013). Já um elevado valor de AME foi relatado no mesmo trabalho na oportunidade de geração adicional de CH<sub>4</sub> pela via de redução de CO<sub>2</sub> com mistura de AGV como substrato. Nesta condição, o aumento

obtido foi de 0,06 para 0,2 gDQO<sub>CH4</sub>/gSTV.dia para um lodo desenvolvido de reator UASB tratando estrume diluído. Em outra pesquisa, a AME de lodo de reator UASB foi reportada entre a faixa de 0,14 a 0,17 gDQO<sub>CH4</sub>/gSTV.dia após 8 meses de operação do UASB auto-inoculado tratando esgoto doméstico (BARBOSA; SANT'ANNA, 1989). Por outro lado, a AME aumentou de 0,01 gDQO<sub>CH4</sub>/gSTV.dia (após 6 semanas) a 0,1 gDQO<sub>CH4</sub>/gSTV.dia (após 22 semanas) (KALOGO; MBOUCHE; VERSTRAERTE, 2001).

Uma das questões relacionadas à grande variação de resultados obtidos é a falta de padronização no experimento. Um estudo tentou avaliara influência das condições de incubação em um teste de AME, com o objetivo de harmonizar os protocolos para realização dos testes e, foi-se relatado que a manutenção de um pequeno volume de fase gasosa no headspace (~ 10%) resultou em valores mais altos de AME (SOUTO *et al.*, 2010). O mesmo estudo indicou que a concentração ideal de substrato para o teste de AME variou de 0,5 a 3,0 gDQO/L, uma vez que a maior concentração de acetato causou a inibição do lodo. A temperatura sugerida para o teste foi de 35°C e a melhor relação alimento/microrganismo (A/M) variou de 0,125 a 0,750 gDQO<sub>CH4</sub>/g STV, sendo que este parâmetro (relação A/M), pareceu ser o mais influente para o teste AME. Por fim, perceberam ainda que testes realizados com solução nutritiva complementada por extrato de levedura resultaram em maiores valores de AME (SOUTO *et al.*, 2010).

A verificação da biodegradabilidade do lodo também foi considerada importante em estudos prévios para avaliar o potencial do lodo como fonte de carbono e energia durante sua estabilização biológica (AQUINO *et al.*, 2008). A biodegradabilidade é medida para avaliar quanto de matéria orgânica biodegradável há em uma biomassa específica. No caso de sistemas anaeróbios, à medida que aumenta o TRL e o tempo de operação do reator sem descarte, a biodegradabilidade do lodo tende a diminuir, assim como a taxa de produção de metano. Nesse sentido, a biodegradabilidade do lodo, inversamente proporcional à sua estabilidade, pode indicar o momento para um descarte do excesso de lodo no reator.

Um dos métodos utilizados para medir a biodegradabilidade anaeróbia é o teste de potencial bioquímico de metano (BMP test, do inglês, *Biochemical Methane Potential*

*Test*) (JIMENEZ *et al.*, 2015). O teste de BMP expressa a produção de metano em relação à degradação da matéria orgânica presente, como indicador de desempenho do processo. É um procedimento desenvolvido para determinar o rendimento de metano de um material orgânico durante sua decomposição anaeróbica por uma comunidade microbiana mista em um meio definido, o teste termina quando a curva cumulativa de biogás/metano se aproxima de uma assíntota. Contudo, a finalização do teste pode levar mais tempo a depender da presença de materiais não facilmente degradáveis, como fibras (JIMENEZ *et al.*, 2015). Portanto, o principal inconveniente do teste é o longo tempo necessário para sua execução, o que muitas vezes, inviabiliza o seu monitoramento em estações de tratamento de esgotos. Outro ponto negativo está na variabilidade dos resultados obtidos através dos testes BMP e sua capacidade de prever desempenhos contínuos dos reatores (JIMENEZ *et al.*, 2015).

Nesse sentido, entende-se que há ainda uma lacuna na literatura no que diz respeito a associação dos parâmetros relacionados às características da manta de lodo associados à produção de biogás, visando o aproveitamento energético. Sobretudo, a importância de se permitir essa associação através de parâmetros que possam ser de fácil e rápido monitoramento em rotinas de ETEs. Além disso, tais avaliações poderiam contribuir para o desenvolvimento de protocolos simplificados para orientação da operação de rotina de descarte de lodo.

## 5 AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DAS VARIAÇÕES SAZONAIS DE PRECIPITAÇÃO E TEMPERATURA E VARIAÇÕES HIDRÁULICAS EM REATORES UASB EM ESCALA REAL

O presente capítulo refere-se à ao primeiro e segundo objetivos específicos desta tese, que trata dos efeitos dos parâmetros relacionados à sazonalidade, especificamente pluviometria e temperatura, assim como da influência do tempo de detenção hidráulica (TDH) em reatores anaeróbios, em função das variações de vazões provocadas por um hidrograma típico de uma ETE na produção e composição do biogás.

### 5.1 Introdução

Uma das principais vantagens dos reatores anaeróbios é a produção de biogás, que pode ser convertido em energia devido ao seu alto conteúdo de metano (~ 60-70% CH<sub>4</sub>). A energia produzida pode ser utilizada como energia mecânica, térmica e/ou elétrica dentro da própria ETE, incluindo a possibilidade de uso para acionamento de bombas e equipamentos, desinfecção térmica de lodo, funcionamento de sensores, monitoramento automatizado, entre muitos outros, ou ainda, ser disponibilizada na rede de energia para consumo via concessionária. Contudo, ainda há uma limitação no uso do biogás para geração de energia, principalmente devido às variações significativas na quantidade e qualidade do biogás produzido e disponível nos sistemas. Geralmente, essas variações estão relacionadas a parâmetros associados à operação de reatores UASB, características das águas residuárias e a sazonalidade dos parâmetros de pluviometria e temperatura da região (VISSER *et al.*, 1993; KALOGO; MBOUCHE; VERSTRAERTE, 2001; CHERNICHARO, 2007).

No Brasil, embora a grande maioria de cidades tenha um sistema coletivo de rede de coleta de esgoto do tipo separador, ainda existe uma quantidade excessiva de água de chuva que adentra as ETEs, denominada Contribuição Pluvial Parasitária. Essa introdução de água pluvial, além de prejudicar a o transporte dos esgotos, provoca a diluição da carga orgânica afluenta o que, portanto, ocasionar, em última análise, em uma queda no potencial de produção de biogás. Além disso, grandes variações afluentes hidráulicas e orgânicas podem afetar negativamente o desempenho dos reatores (VAN LIER *et al.*, 2001; BORGES, 2005). Estudo realizado destacou que a

produção de biogás em ETEs estava correlacionada positivamente com a vazão afluyente aos reatores UASB (ARAÚJO *et al.*, 2015).

A temperatura, por sua vez, influencia nas taxas de crescimento microbiano, nas concentrações de amônia livre, na toxicidade de compostos, na termodinâmica de reações, na taxa de transferência de gases ar-líquido em função da agitação das moléculas em altas temperaturas, na produção de gases, entre outros (YANG; SPEECE, 1986; CHERNICHARO, 2007; CHEN; CHENG; CREAMER, 2008; BANDARA *et al.*, 2011; TEZEL *et al.*, 2014). Em geral, um aumento de temperatura no processo até a faixa mesófila tem um efeito positivo na taxa metabólica dos microrganismos, mas também pode resultar numa maior concentração de ácidos graxos voláteis (CHEN; CHENG; CREAMER, 2008).

Com relação a estes dois parâmetros, existem poucos estudos na literatura investigando o efeito da pluviometria e da temperatura associados à produção de biogás em reatores UASB em escala real. A literatura disponível observa um efeito direto de aumento da vazão afluyente em períodos chuvosos, levando a uma diminuição no TDH e na produção de biogás (POSSETTI *et al.*, 2013; WAISS; POSSETTI, 2015; CABRAL, 2016). Diversos estudos reportaram uma relação dependente entre a produção de metano/biogás e a temperatura (BORGES, 2005; BOURQUE; GUIOT; TARTAKOVSKY, 2008; MATSUURA *et al.*, 2015), e alguns estudos já indicaram ainda uma menor produção de biogás no período de inverno (UEMURA; HARADA, 2000; BANDARA *et al.*, 2011; MATSUURA *et al.*, 2015).

Além da variação de pluviometria e temperatura, sabe-se que o TDH é um dos principais parâmetros de projeto para reatores UASB e que o mesmo influencia em diversas características operacionais e de desempenho do mesmo, como por exemplo, na produção de metano (CHERNICHARO, 2007; MAO *et al.*, 2015; RIZVI *et al.*, 2015; VAN LIER *et al.*, 2015). Como a produção de metano em reatores UASB está relacionada ao contato entre alimento e microrganismo presentes no interior da manta de lodo, com elevados TDHs a vazão afluyente e a velocidade ascensional tendem a ser mais baixas, permitindo um maior período de contato. Da mesma forma, baixos TDHs levam à diminuição do tempo de contato, podendo ocasionar em uma menor degradação da matéria orgânica e, portanto, uma menor produção de biogás.

Usualmente, para reatores UASB tratando esgoto doméstico o TDH varia entre 6h e 8h, sendo 6h indicado para operação em temperaturas maiores que 25 °C e, 8h para temperaturas mais baixas (18-21 °C) (CHERNICHARO *et al.*, 2015). Ainda segundo esses autores, para um TDH relativamente longo (i.e. > 6h), as variações de vazões, mesmo que severas (quatro vezes a vazão do reator), afetam pouco o desempenho do reator UASB tratando esgoto doméstico. Por outro lado, para reatores operados com um TDH médio e curto (i.e. ~ 3h), mesmo variações moderadas de vazões podem afetar negativamente o rendimento (MEDEIROS FILHO; VAN HAANDEL; CAVALCANTI, 1999). Ademais, estudos relataram que processos anaeróbios são sensíveis a choques hidráulicos, o que pode ocorrer em épocas chuvosas, especialmente em locais onde as instalações de tanques de equalização são limitadas (BORJA, BANKS, 1995; FENG *et al.*, 2008).

Além de impactar na produção de metano, o TDH também pode apresentar relação com a fração de metano dissolvido no efluente. Neste caso, reatores operando com TDHs mais elevados apresentam concentrações de CH<sub>4</sub> dissolvido relativamente maiores (SOUZA; CHERNICHARO; AQUINO, 2011). Adicionalmente, as produções de biogás em reatores UASB operando com hidrograma típico foram diferentes se comparado a reatores operados com uma vazão constante. Por exemplo, um estudo mostrou variações significativas em relação à presença de metano dissolvido, que se apresentou ligeiramente subsaturado ao receber variações de vazões (MELO *et al.*, 2016), ao passo que em operação recebendo vazões constante o metano dissolvido apresentou-se supersaturado.

Neste contexto, é importante estudar o padrão de produção de biogás em reatores UASB em escala real e avaliar os parâmetros de influência em relação às variações de pluviometria e temperatura ambiente e ao hidrograma típico de uma ETE. Portanto, esta pesquisa tem como objetivo avaliar o efeito das variações do TDH, decorrentes dos acréscimos na vazão afluente, provocados pela inserção de vazões pluviais parasitárias no sistema de esgoto, avaliar o efeito da temperatura ambiente e a influência da imposição de diferentes TDHs nos reatores UASB provocados pelo hidrograma típico da estação, na produção e composição de biogás.

## 5.2 Metodologia

### 5.2.1 ETEs monitoradas

Os dados utilizados nessa tese foram obtidos através do projeto “Avaliação do potencial de aproveitamento energético de biogás gerado em reatores anaeróbios aplicados ao tratamento de esgoto doméstico no Brasil”, implementado pelo governo brasileiro, por intermédio da Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA) do Ministério das Cidades, e o governo alemão, por meio da Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH, no âmbito do Projeto Brasil-Alemanha de Fomento ao Aproveitamento Energético de Biogás no Brasil (PROBIOGÁS). Na presente tese, o projeto será referenciado como Projeto de Medições e foram monitorados e analisados dados de duas ETEs. As principais características de cada uma encontram-se resumidas na Tabela 1.

**Tabela 1 - Principais características das ETEs A e B monitoradas**

	ETE-A	ETE-B
<b>Características gerais</b>		
Região	Sul	Centro-oeste
Capacidade de vazão (L/s)	310	90
População atendida (habitante)	198,000	64,800
Tratamento primário	Grade + desarenador	Grade + desarenador
Tratamento biológico	UASB + lagoa aerada	RALF + biofiltro
<i>Reator anaeróbio</i>		
Formato	Prisma quadrado	Cone invertido
Número de reatores	6	3
Altura útil (m)	4.5	6.0
Arestas (m)	21	3.06; 10.74
Volume (m <sup>3</sup> )	2,008	1,239
TDH (h)*	11	8
Velocidade ascensional (m/h)*	0,48	0,49

\*Nota: os números acima referem-se à média geral, sem considerar influências sazonais.

### 5.2.2 Parâmetros analisados

Os parâmetros monitorados e analisados nas ETEs foram: (i) a quantificação de carga orgânica afluyente e, (ii) a produção e composição do biogás, e serão descritos nos itens a seguir. Foi também solicitado às ETEs informações de rotina e eventualidades que poderiam influenciar diretamente na produção e qualidade do biogás, como procedimentos de descarte de lodo e de espuma, abertura de coifas e caixas de inspeção, obras e reparos em linha de gás, entre outros.

#### 5.2.2.1 Quantificação da carga orgânica afluyente

A vazão do esgoto de entrada na ETE foi monitorada através de medidores de vazão já instalados na Calha Parshall, na entrada de cada ETE. A conexão do sinal do medidor foi ligada ao sistema de telemetria para acompanhamento e análise posterior.

A concentração de matéria orgânica foi determinada a partir da demanda química de oxigênio (DQO) e foi monitorada através de um sistema de medição online composto por sonda e unidade controladora (S::can, modelo *Carbolyser*). O equipamento tem sensibilidade para detectar concentrações entre 100 e 3.250 mg/L, por meio de medição ótica (espectrometria) da absorbância ao longo do espectro ultravioleta (UV) e luz visível (VIS). O funcionamento segue os seguintes passos: a sonda emite um feixe de luz (*emitting device*) cuja redução de intensidade, após o contato com o meio, é medida por um detector (*collecting device*) ao longo de uma gama de comprimentos de onda. Para o cálculo da  $DQO_{total}$  a absorbância é verificada ao longo do comprimento de onda entre 250 e 370 nm do espectro eletromagnético.

Dessa forma, a medição da DQO ocorreu *in situ*, sem necessidade de tratamento da amostra, minimizando erros de medição tipicamente associados a procedimentos de amostragem, transporte, armazenamento, preparo de soluções analíticas, diluição da amostra, etc. A sonda possui ainda um sistema de autolimpeza, com a utilização de ar pressurizado, que é acionado com frequência e períodos pré-determinados, objetivando impedir o acúmulo de sujeira no sensor de leitura. Entretanto, para o adequado funcionamento da sonda e, confiabilidade dos dados gerados, é necessária ainda a realização de limpeza periódica manual da mesma, com procedimento específico informado aos funcionários das ETEs. A frequência da realização do procedimento de limpeza depende da característica do afluyente de cada estação, podendo a necessidade de limpeza ser de 2-3 vezes/semana.

A fim de contrastar e verificar os dados obtidos pelo sistema de medição online da concentração de DQO, as ETEs realizaram análises laboratoriais periódicas para os parâmetros de DQO e sólidos suspensos para o afluyente e efluente.

#### 5.2.2.2 Produção e composição do biogás

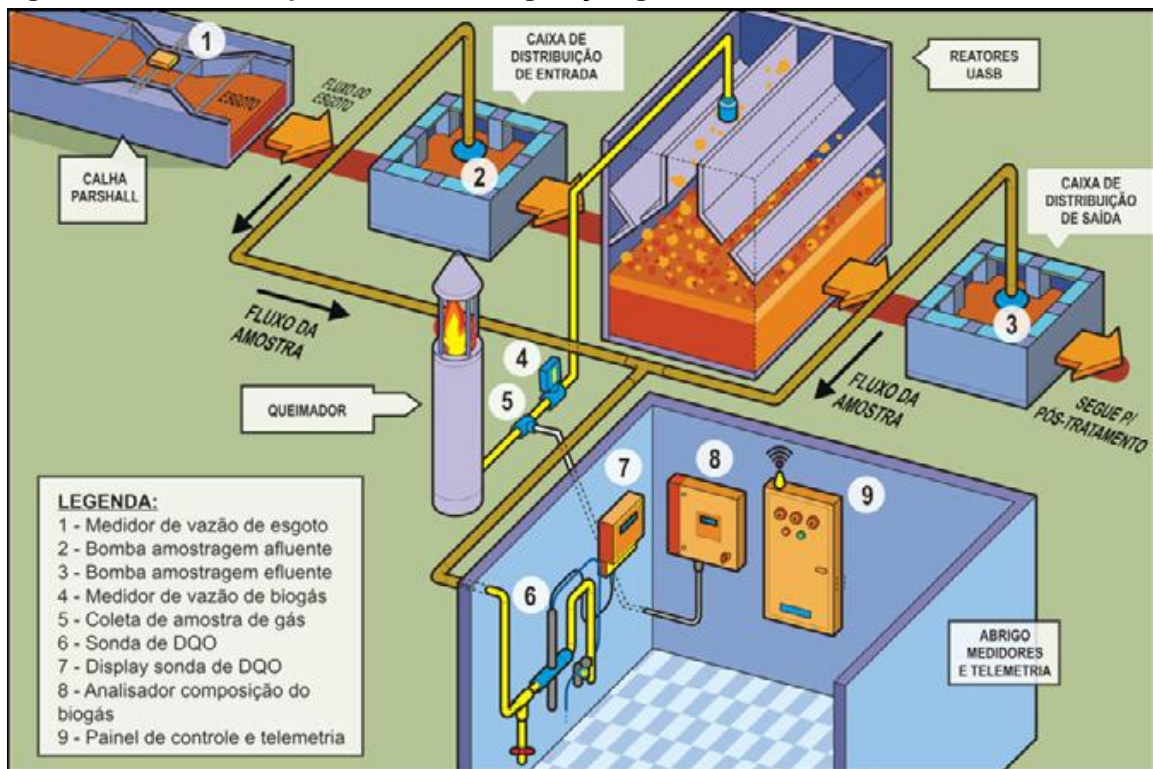
A vazão de biogás foi monitorada usando um sistema composto por unidade de medição de vazão tipo vórtex (marca *Höntzsch*), com medição de temperatura e

pressão. O funcionamento do equipamento será descrito a seguir. Quando os fluidos passavam através de uma restrição introduzida em um duto, vórtices eram formados pelos lados. A frequência do vórtice era proporcional ao fluxo médio e, desta forma, ao fluxo volumétrico. Sensores capacitivos foram colocados dentro do duto, protegidos contra choques, temperatura e desgaste pela passagem do fluido. Tais sensores, por sua vez, detectaram os pulsos de pressão causados pelos vórtices e os converteram em pulsos elétricos. As medições foram contínuas e ocorreram em intervalos de 5 em 5 minutos, sendo enviadas à plataforma de banco de dados online. Na linha de gás, a jusante do medidor de vazão, foram instalados medidores de pressão e de temperatura do gás, para que possa ser calculada a vazão normalizada da produção de biogás. Dessa forma, a continuidade das medições de pressão e temperatura ocorreu com a mesma frequência das leituras de vazão de biogás.

Para a análise da qualidade do biogás, em relação à sua composição, foi utilizado um analisador fixo de gases da fabricante Union Instruments (modelo Inca 4002), capaz de mensurar  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{O}_2$  e  $\text{H}_2\text{S}$ . As concentrações de  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$  foram detectadas por sensores de infravermelho não dispersivo (NDIR). Esta tecnologia utiliza as propriedades dos gases de absorver radiação no comprimento de onda infravermelho. A unidade NDIR consiste em filtros que selecionam uma radiação do espectro eletromagnético representativa do comportamento típico de absorção do gás ( $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$ , no caso). Tal radiação passa por uma célula de medição com o gás da amostra, sendo que a atenuação decorrente deste processo indica o grau de concentração do gás. Adicionalmente, as concentrações de  $\text{O}_2$  e  $\text{H}_2\text{S}$  foram mensuradas em uma célula eletrolítica do equipamento. Tal célula consiste em dois eletrodos que agem cataliticamente, e conectados por um meio condutor de eletricidade (eletrólito) e um circuito. Na borda do eletrodo, uma reação entre o gás e o eletrólito gera uma corrente elétrica cuja amperagem indica a concentração do gás ( $\text{O}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ , no caso). A continuidade das medições de pressão e temperatura ocorreu com a mesma frequência das leituras de vazão de biogás, ou seja, em intervalos de 5 em 5 minutos, sendo enviadas à plataforma de banco de dados online.

A Figura 3 apresenta um desenho esquemático apresentando a configuração dos equipamentos utilizados para o monitoramento.

Figura 3 - Desenho esquemático da configuração geral dos medidores instalados nas ETEs



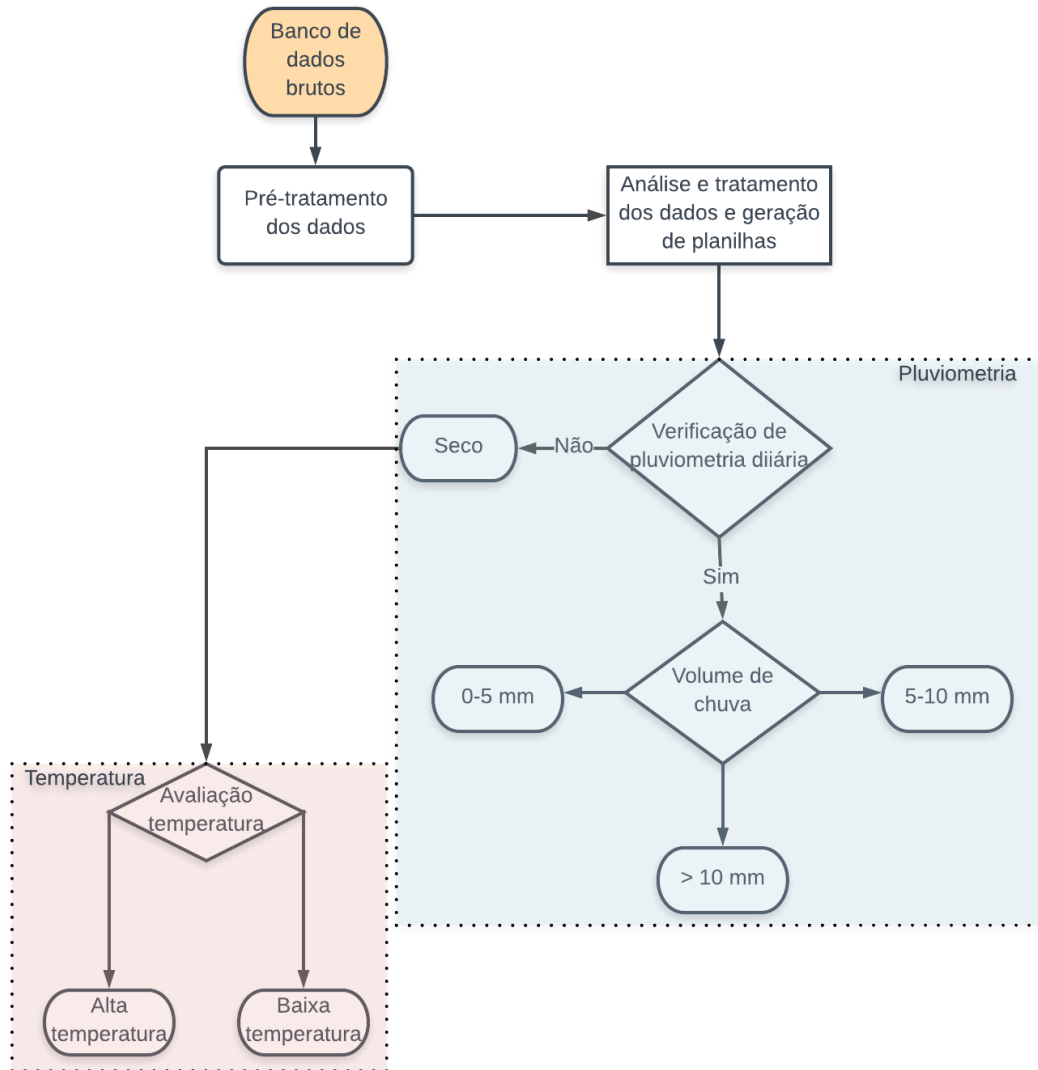
Fonte: Brasil, 2016.

### 5.2.2.3 Delineamento experimental

Para o cumprimento dos objetivos propostos, visando avaliar a influência de parâmetros sazonais e hidráulicos na produção diária de biogás, os dados foram filtrados, primeiramente, em relação à pluviometria. Para isso, os dias foram separados em períodos com ocorrência de chuva e sem ocorrência de chuva. Os dias com registro de chuva diária foram ainda divididos em três subgrupos, de acordo com a intensidade da chuva, para permitir uma maior precisão sobre a influência das chuvas: (i) 0 a 5 mm, (ii) 5 a 10 mm e, (iii) maior de 10 mm (Figura 4).

Posteriormente, para avaliação da influência da temperatura ambiente, somente os dados diários que não registraram ocorrência de chuvas foram avaliados, sendo ainda que esses foram subdivididos em dois grupos, chamados de alta e baixa temperatura. Esses subgrupos foram definidos de acordo com os dados climatológicos históricos de cada estação, de acordo com a sua localização geográfica (Tabela 1).

**Figura 4 - Fluxograma do delineamento experimental para análise de influência da sazonalidade na produção e composição do biogás**

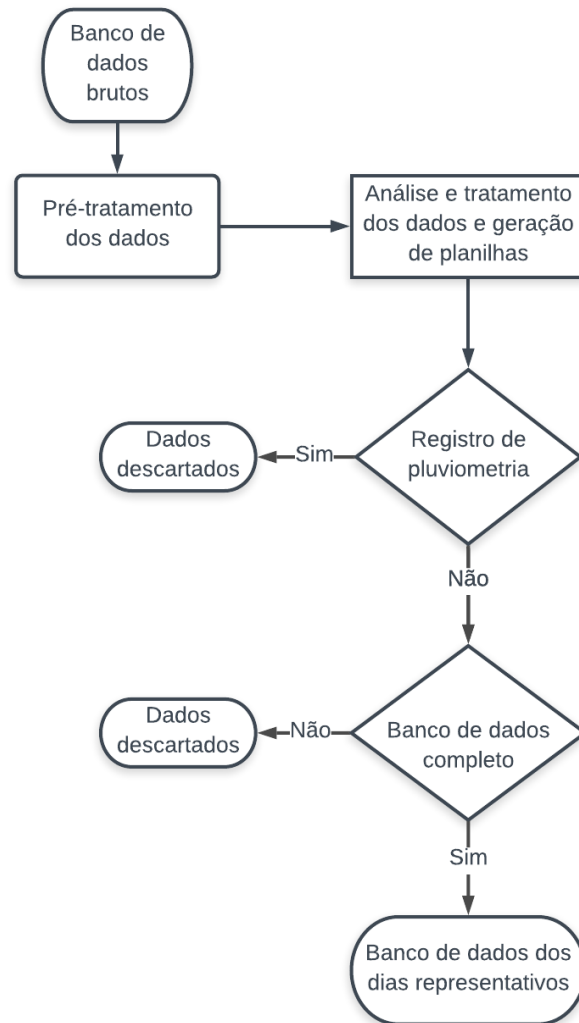


**Tabela 2 - Definição do período para avaliação da temperatura nas ETEs**

	<b>Alta</b>	<b>Baixa</b>
<b>ETE A</b>	Outubro a Março	Abril a Setembro
<b>ETE B</b>	Setembro a Março	Abril a Agosto

Posteriormente, para a avaliação da influência do hidrograma típico de cada ETE, os dados com ocorrência de chuvas foram novamente separados (Figura 5). Os dias selecionados foram avaliados em relação à vazão de esgoto, dados de produção de biogás, além dos dados de TDH e velocidades ascensionais.

**Figura 5 - Fluxograma do delineamento experimental para análise de influência do hidrograma típico na produção e composição do biogás**



### 5.2.3 Transmissão, tratamento e análise dos dados

A partir de um sistema de telemetria com sinal GPRS instalado nas ETEs monitoradas, os dados foram transmitidos por um módulo de comunicação de 5 em 5 minutos e ficaram armazenados em um banco de dados online. A efetividade da transmissão online dos dados foi acompanhada diariamente. Os funcionários das ETEs ficaram responsáveis pelo monitoramento dos equipamentos e por informar a existência de mensagens de erro ou não conformidades nos aparelhos, para que as falhas fossem solucionadas o quanto antes, evitando perda de dados.

O *download* dos dados foi feito semanalmente a partir do programa *Acces*, a partir do qual a empresa Rotária implantou filtros que permitiram o tratamento preliminar dos

dados obtidos, com intuito de eliminar valores fora da faixa de medição dos aparelhos, que poderiam acarretar em dados não confiáveis no banco de dados gerados. Posteriormente, os dados foram transmitidos para o Excel para tratamento estatístico, a partir da estatística básica descritiva e da identificação de *outliers*. Os *outliers* foram identificados a partir de informações sobre falhas operacionais da ETE, como falta e queda de energia, ações de manutenção, entre outros. Além disso, utilizou-se do método interquartil para identificação de valores extremos. Ainda assim, antes da exclusão de um valor do banco de dados, avaliou-se o período para confirmação de se tratar de um dado incoerente com a operação.

#### 5.2.4 Análise estatística

Após primeiro tratamento preliminar dos dados selecionados conforme delineamento experimental, os mesmos foram compilados para estatística básica descritiva. Considerando que, quando as características dos dados variam muito, e o número de observações é grande para viabilizar a análise individual, como é o caso dos dados obtidos neste trabalho, é indicado que os dados sejam agrupados em intervalos de classe pré-definidos. O número de intervalos de classe depende do número de observações e da dispersão dos dados. Assim, o número de intervalos de classe foi obtido a partir do cálculo, aproximado, da raiz quadrada do número de observações da vazão de esgoto afluente, visto ser esta a principal variável de influência nos resultados avaliados.

Para ambas as ETEs, segundo o número de dados de vazão de esgoto, o número de intervalos de classe definido foi 17. Assim, cada intervalo contou com uma duração de, aproximadamente, uma hora e vinte e cinco minutos, conforme mostra a Tabela 3.

**Tabela 3 - Definição dos horários de cada intervalo de classe**

Intervalo	Horário
1	00:00 às 01:25
2	01:25 às 02:50
3	02:50 às 04:15
4	04:15 às 05:40
5	05:40 às 07:05
6	07:05 às 08:30
7	08:30 às 09:55
8	09:55 às 11:20
9	11:20 às 12:45

10	12:45	às	14:10
11	14:10	às	15:35
12	15:35	às	17:00
13	17:00	às	18:25
14	18:25	às	19:50
15	19:50	às	21:15
16	21:15	às	22:40
17	22:40	às	00:00

Os dados passaram por um tratamento preliminar que consistiu na remoção dos valores provenientes de falhas de medições dos dispositivos. Finalmente, os dados intervalares foram compilados para análise estatística através do *software Statistic*. Para comparação dos parâmetros nos diferentes intervalos de classe utilizou-se o teste estatístico ANOVA, para verificar se há diferença entre os intervalos, seguido do teste estatístico de *Tukey*, para identificar quais amostras diferiam entre si, ambos com nível de confiança de 95%.

#### 5.2.5 Cálculo de estimativa de metano dissolvido no efluente

A quantidade de metano dissolvido presente no efluente em um hidrograma típico foi estimada a partir de cálculos considerando os modelos de balanços de massa propostos em Souza (2010) e em Lobato *et al.* (2012), além de resultados obtidos no âmbito do ProBiogas. Uma das preocupações para a definição desta metodologia foi encontrar valores que pudessem representar a realidade da ETE, considerando além da perda de metano dissolvido, também as perdas de metano na fase gasosa a partir de estruturas ineficientes e vazamentos.

O modelo proposto por Souza (2010) considera todas as rotas de conversão que consomem parcelas de DQO na digestão anaeróbia. Assim, diferencia as parcelas devidas ao metano produzido, considerando duas parcelas: a que sai na fase gasosa (sendo o biogás capturado) e a que escapa dissolvida no efluente. Contudo, o modelo não é capaz de quantificar a parcela de DQO convertida a metano gasoso que é perdida como emissões fugitivas ou vazamentos de biogás em estruturas.

Já no modelo de cálculo de potencial energético elaborado por Lobato (2012), além da consideração individual das parcelas de perdas de metano, na fase gasosa e na

fase dissolvida, o modelo considera três possíveis cenários de produção de metano: pior, típico e melhor. A diferença entre eles está no percentual de utilização da DQO afluente em algumas rotas de conversão da DQO que diminuem o percentual disponível para rota de conversão de DQO a metano presente no biogás, como a sulfatoredução e as perdas de metano, na fase gasosa e dissolvido no efluente. Assim, para o pior cenário o modelo considera que 15% do metano produzido é perdido na fase gasosa, a partir de emissões fugitivas e vazamentos, e no cenário típico considera-se que 10% do metano produzido é perdido na fase gasosa.

Desse modo, para as duas ETEs avaliadas, identificou-se primeiramente em qual cenário se encontravam, a partir dos resultados obtidos pelo ProBiogas, sendo a ETE-A pertencente ao pior cenário e a ETE-B pertencente ao cenário típico.

Assim, para a obtenção da parcela de interesse, que é o metano dissolvido, baseou-se na seguinte equação (Equação 1):

$$DQO_{CH_4diss} = DQO_{afI} - DQO_{efl} - DQO_{CH_4biogás} - DQO_{CH_4perdas} - DQO_{sulf} - DQO_{lodo} \quad (1)$$

Sendo:

$DQO_{CH_4diss}$  – parcela de DQO convertida em metano dissolvido presente no efluente (valor calculado pela metodologia proposta), (kg/h)

$DQO_{afI}$  – parcela de DQO presente no afluente (valor medido em campo), (kg/h)

$DQO_{efl}$  – parcela de DQO presente no efluente, que não foi convertida (valor medido em campo), (kg/h)

$DQO_{CH_4biogás}$  – parcela de DQO convertida em metano presente no biogás capturado (valor medido em campo), (kg/h)

$DQO_{CH_4perdas}$  – parcela de DQO convertida em metano gasoso que é perdido pelas estruturas deficientes e danificadas, como coifas, tubulações, registros e outros, além de vazamentos de biogás capturado (valor estimado), (kg/h)

$DQO_{sulf}$  – parcela de DQO utilizada na rota da sulfetogênese, utilizada na formação de sulfetos (valor estimado), (kg/h)

$DQO_{lodo}$  – parcela de DQO utilizada pelos microrganismos e convertida em lodo (valor estimado), (kg/h)

Em relação a parcela de DQO convertida a metano que é perdida na fase gasosa ( $DQO_{CH_4\text{perdas}}$ ), a mesma foi calculada da seguinte forma (Equação 2):

$$DQO_{CH_4\text{perdas}} = DQO_{CH_4\text{biogás}} \times \left[ \left( \frac{Rel.\text{unit.}\text{cenário}}{Rel.\text{unit.}\text{ETE}} \right) - 1 \right] \quad (2)$$

Onde:

$DQO_{CH_4\text{perdas}}$  – perdas de metano na fase gasosa (valor calculado pela metodologia proposta), (kg/h)

Rel.unit.cenário – relação unitária de produção de metano do cenário em que a ETE se enquadrou conforme estudo do ProBiogas, de acordo com o modelo proposto por Lobato et al. (2012), ( $NLCH_4/kgDQO_{rem}$ )

Rel.unit.ETE – relação unitária de produção de metano da ETE, conforme estudo do ProBiogas ( $NLCH_4/kgDQO_{rem}$ )

A Tabela 4 apresenta o resumo das equações de cálculos de cada parcela de rota de consumo de DQO utilizada no modelo para a estimativa de DQO convertido a metano dissolvido.

**Tabela 4 - Resumo das equações de cálculos das parcelas de consumo de DQO**

$DQO_{afl}$	$DQO_{afl} = Q_{afl} \times C_{DQOafl}$
<p>Onde:  <math>Q_{afl}</math> – vazão de esgoto afluyente (medida em campo)  <math>C_{DQOafl}</math> – concentração de DQO afluyente (medida em campo)</p>	
$DQO_{efl}$	$DQO_{efl} = Q_{afl} \times C_{DQOefl}$
<p>Onde:  <math>Q_{afl}</math> – vazão de esgoto afluyente (medida em campo)  <math>C_{DQOefl}</math> – concentração de DQO efluyente (medida em campo)</p>	
$DQO_{CH_4\text{biogás}}$	$DQO_{CH_4\text{biogás}} = (Q_{bio} \times \%CH_4) \times f(T)$
<p>Onde:  <math>Q_{bio}</math> – vazão de biogás capturado (medida em campo)  <math>\% CH_4</math> – concentração de metano presente no biogás capturado (medida em campo)  <math>f(T)</math> – fator de correção para a temperatura operacional do reator, utilizando para ETE-A 18,3 °C e para ETE-B 23,4 °C, a partir da equação:</p>	
$f(t) = \frac{P \times K_{DQO}}{R \times (273 + T)}$	
<p>Sendo <math>K_{DQO} = 64 \text{ gDQO/mol}</math> e <math>R = 0,08206 \text{ atm.L/mol.K}</math>.</p>	

---

$DQO_{CH_4\text{perdas}}$	$DQO_{CH_4\text{perdas}} = DQO_{CH_4\text{biogás}} \times \left[ \left( \frac{Rel.\text{unit.}\text{cenário}}{Rel.\text{unit.}\text{ETE}} \right) - 1 \right]$ <p>Sendo:            Relação unitária média de produção do pior cenário = 113,40 NLCH<sub>4</sub>/kgDQOrem (Lobato <i>et al.</i> 2012)            Relação unitária média de produção do cenário típico = 158,30 NLCH<sub>4</sub>/kgDQOrem (Lobato <i>et al.</i> 2012)            Relação unitária de produção da ETE-A = 77,20 NLCH<sub>4</sub>/kgDQOrem (ProBiogas)            Relação unitária de produção da ETE-B = 114,17 NLCH<sub>4</sub>/kgDQOrem (ProBiogas)</p>
$DQO_{\text{sulf}}$ e $DQO_{\text{lodo}}$	$DQO_{\text{sulf}} = Q_{\text{afl}} \times C_{DQO\text{afl}} \times \%DQO_{\text{sulf}}$ $DQO_{\text{lodo}} = Q_{\text{afl}} \times C_{DQO\text{afl}} \times \%DQO_{\text{lodo}}$ <p>Onde:            Q<sub>afl</sub> – vazão de esgoto afluyente (medida em campo)            CDQO<sub>afl</sub> – concentração de DQO afluyente (medida em campo)            %DQO<sub>sulf</sub> – percentual de DQO utilizado na rota de sulfatoredução, segundo Souza (2010), de 5,0%            %DQO<sub>lodo</sub> – percentual de DQO utilizado na produção de lodo, segundo Souza (2010), de 8,6%</p>

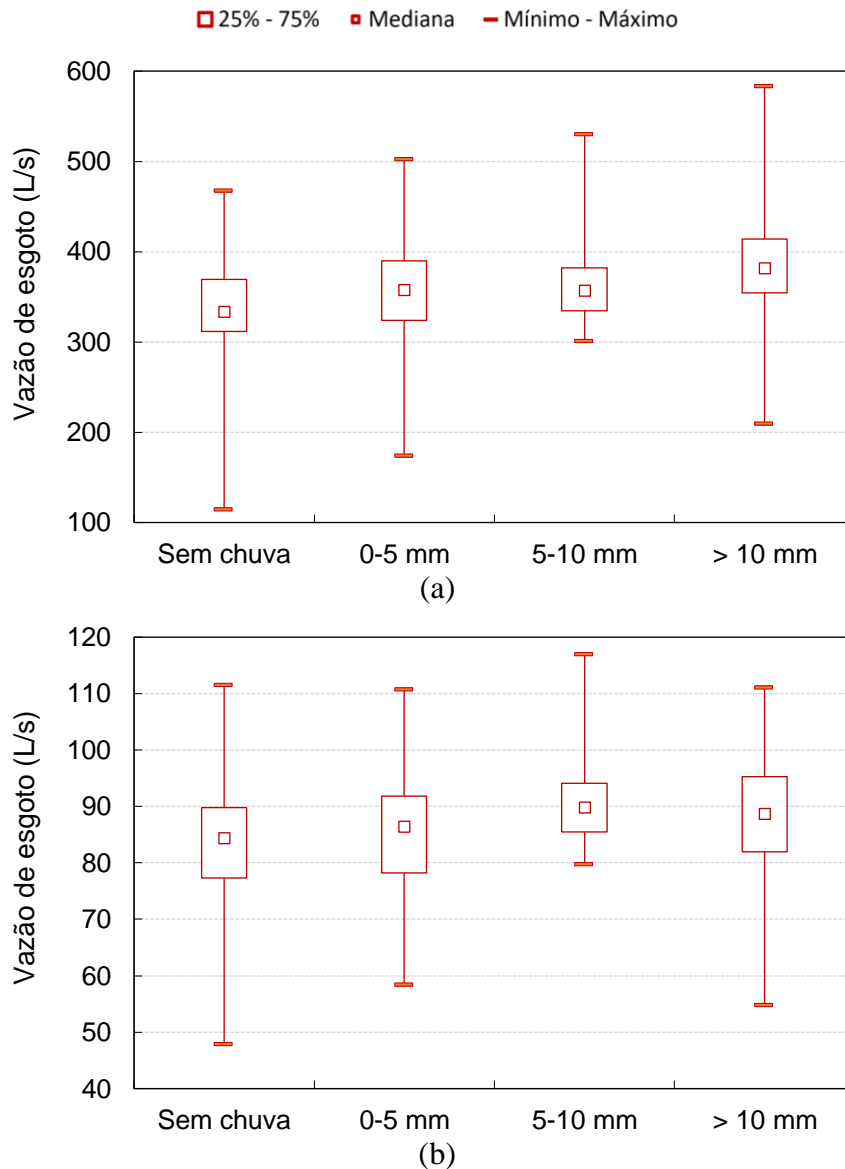
---

### 5.3 Resultados e discussão

#### 5.3.1 Efeito da pluviometria na produção de biogás

Os dados coletados de vazão de esgoto afluyente e registro de episódios de chuva estão correlacionados na Figura 6 para ambas as ETEs. Como pode ser visto, a vazão de esgoto aumentou durante os dias com chuvas registradas. Para a ETE-A, os dias secos mostraram uma vazão média afluyente de 338 L/s, enquanto os dias com chuvas maiores que 10 mm apresentaram um aumento na vazão média de até 384 L/s (14% maior) (Figura 6a). A ETE-B também mostrou diferenças significativas, com um aumento de 83 L/s para 92 L/s (12% maior) (Figura 6b). Na ETE-A apenas houve diferença entre as vazões relatadas em períodos de chuva acima de 10 mm. Já na ETE-B houve diferenças entre as vazões relatadas em períodos chuvosos entre 5-10 mm e acima de 10 mm.

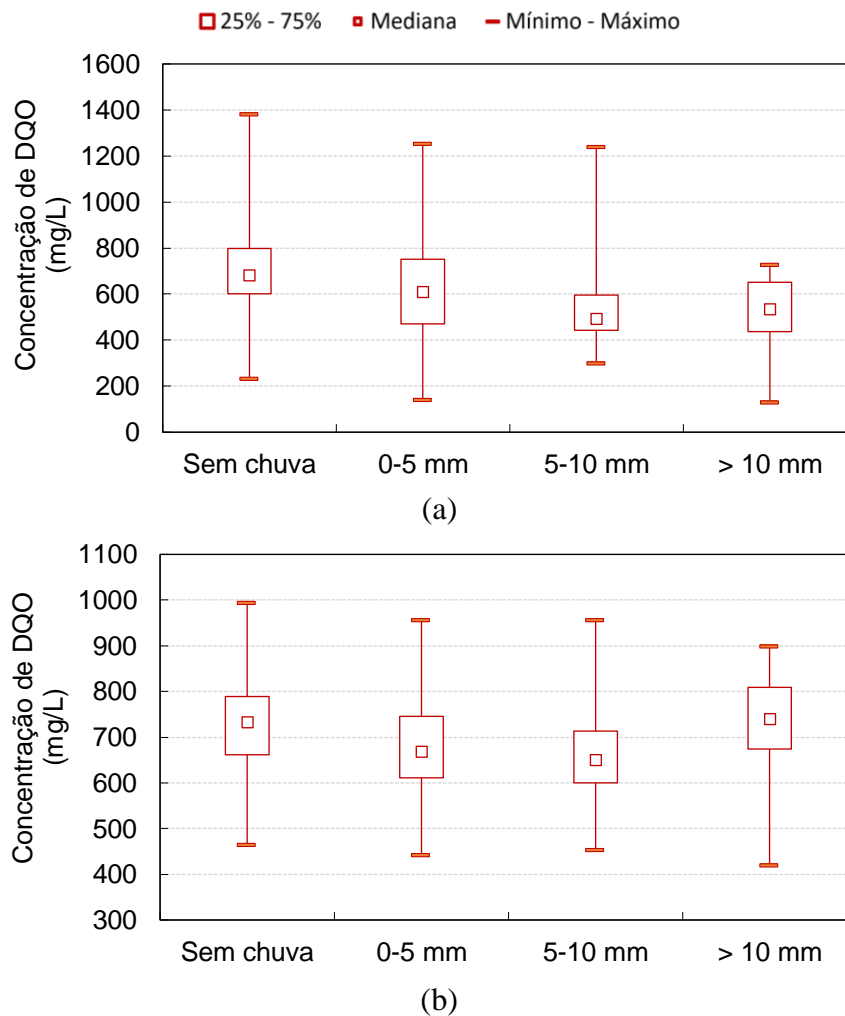
**Figura 6 - Vazão de esgoto afluyente e registros de pluviosidade nas ETE-A (a) e ETE-B (b)**



Os dados obtidos para a concentração de DQO e episódios de precipitação estão apresentados na Figura 7. Os resultados indicam que, para a ETE-A, um aumento na vazão de esgoto afluyente aos reatores UASB levou a uma diluição do mesmo, provocando, conseqüentemente, uma diminuição na concentração de DQO afluyente. De fato, as concentrações diminuíram de 703 para 530 mgDQO/L para a ETE-A (Figura 7a). No entanto, para a ETE-B, não houve diferença entre os grupos analisados, apresentando valores de 726 e 710 mgDQO/L nos períodos sem chuva e com chuva maior que 10 mm, respectivamente (Figura 7b). Em termos de carga de DQO diária, os valores diminuíram de 19.900 para 17.800 kgDQO/dia para a ETE-A e de 5.400 para 5.300 kgDQO/dia para ETE-B, quando comparados os dados da

estação seca e os dados de precipitação superior a 10 mm. Como se pode notar, a diferença foi mais perceptível para a ETE-A, em que a diminuição na DQO representou mais de 10% em relação ao valor médio durante a estação seca. Contudo, em ambas as ETEs essa diferença não foi significativa.

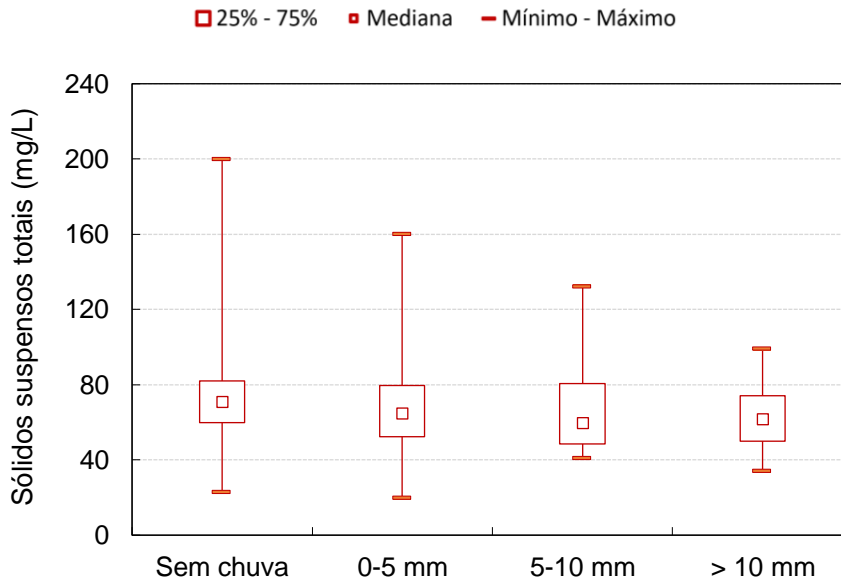
**Figura 7 - Concentração de DQO afluente e registros de pluviosidade nas ETE-A (a) e ETE-B (b)**



O teor de sólidos suspensos totais (SST) no efluente foi apenas monitorado na ETE-A (Figura 8). Como pode ser visto, o SST foi menor no efluente após os episódios de precipitações maiores que 10 mm, quando comparado com os períodos de seca, ou seja, caíram de 73 para 62 mgSST/L após precipitação. Teoricamente, poderia ser esperado um aumento no SST devido a um fenômeno de arraste da manta de lodo na zona de digestão do reator UASB devido a um transbordamento e um aumento na velocidade ascensional e na vazão afluente. No entanto, como verificado, embora o TDH tenha apresentado uma diminuição significativa, os reatores anaeróbios ainda

operaram com o TDH dentro do esperado (i.e. aproximadamente 9h e 12h para ETE-A e ETE-B, respectivamente). Estatisticamente não foram observadas diferenças significativas entre os períodos para nenhuma das ETEs.

**Figura 8 - Sólidos suspensos totais (SST) e registros de pluviosidade na ETE-A**



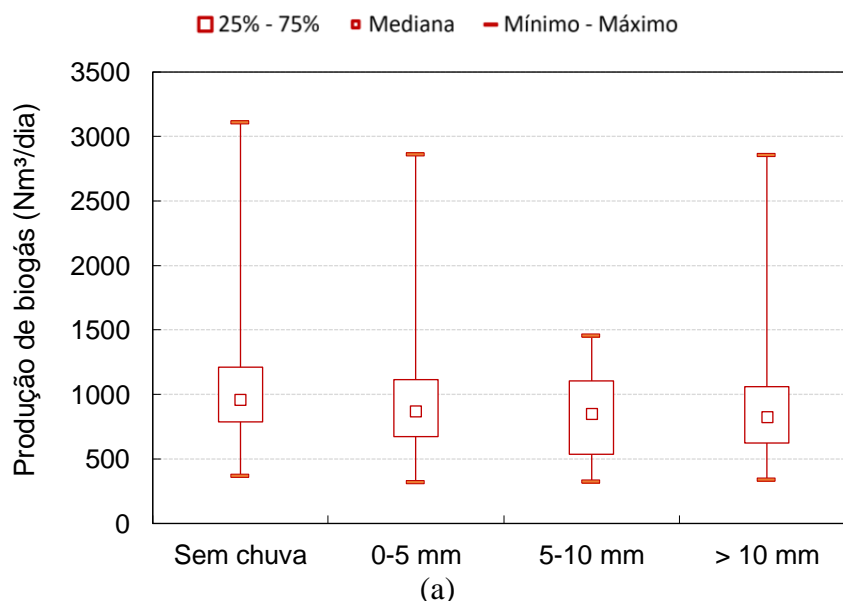
Finalmente, avaliando as velocidades médias ascensionais das duas estações e comparando-as com as velocidades ascendentes dos respectivos períodos avaliados (sem chuva e com chuva, nas diferentes intensidades), ressalta-se que nas duas ETEs houve diferença significativa ao se comparar os períodos sem chuva e chuva de 0-5 mm com os períodos de maiores intensidade de chuvas (5-10 mm e > 10 mm). Contudo, podemos ver que praticamente não houve variações que possam caracterizar uma sobrecarga hidráulica. Para a ETE-A, as velocidades ascensionais variaram entre 0,46 e 0,52 m/h, e para a ETE-B entre 0,48 e 0,54 m/h. Além disso, deve-se notar que os valores reportados para ambas as estações estão próximos aos sugeridos na literatura. Para vazões médias, velocidades de fluxo superficiais entre 0,5 e 0,7 são recomendadas, e para picos de vazões, velocidades de até 1,5 m/h, desde que a duração do pico seja entre 2 e 4 h (CHERNICHARO, 2007).

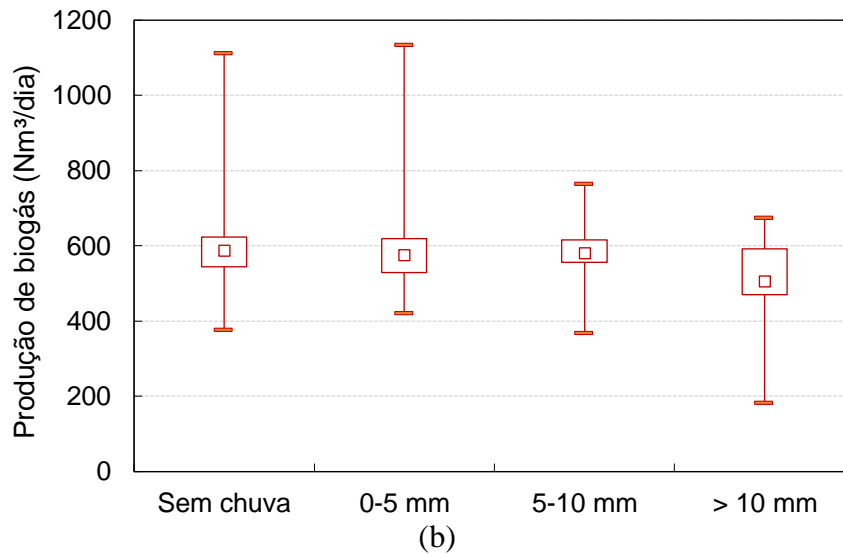
Além disso, um efeito no leito de lodo também pode ser notado após episódios de chuva. Em nosso estudo, o SST no efluente não aumentou conforme o esperado. De fato, os valores foram menores em períodos de chuva, indicando que uma diluição nos sólidos suspensos ocorre com um aumento na vazão de entrada de esgoto. Isto

sugere que, embora a velocidade ascensional no reator tenha aumentado, a manta de lodo não foi lavada com o efluente no caso estudado. No entanto, possivelmente houve diminuição da atividade microbiana através do leito de leito durante os episódios de chuvas. A velocidade ascensional de esgoto no interior do reator determina o processo de filtração do leito de lodo e as capacidades de retenção de lodo, o que conseqüentemente afeta o TRL (CHERNICHARO *et al.*, 2015).

A produção de biogás diária em relação ao registro de pluviosidade está apresentada na Figura 9. Para ambas as ETEs houve uma diminuição na produção durante os períodos de chuvas, mostrando valores menores nos dias chuvosos com diferença estatística significativa. Após os episódios de precipitação, a produção de biogás diminuiu de 1.051 para 840 m<sup>3</sup>biogás/dia na ETE-A e de 587 para 518 m<sup>3</sup>biogás/dia na ETE-B. Isto ocorreu muito provavelmente devido à diminuição no TDH e carga orgânica nos reatores UASB pelo aumento na vazão de esgoto afluyente. Os TDHs foram de 5 a 11% inferiores durante os períodos chuvosos. Além disso, o aumento da vazão de esgoto foi seguido de uma diluição afluyente em termos de DQO. No caso da ETE-A, mesmo as chuvas de média intensidade de precipitação (5-10 mm) ocasionaram uma diminuição na produção de biogás e, apenas em baixa intensidade de precipitação (0-5 mm) não foi observada alteração significativa. Já na ETE-B, apenas os episódios de precipitação superiores a 10 mm representaram uma diferença significativa na produção de biogás.

**Figura 9 - Produção de biogás e registros de pluviosidade nas ETE-A (a) e ETE-B (b)**





Os resultados mostram que mesmo em TDHs superiores a 6h, as variações de vazão afluente podem provocar impactos na eficiência do reator. Entende-se que possa haver certa limitação ao se avaliar o desempenho do reator tomando como base apenas a remoção de DQO em termos de concentração.

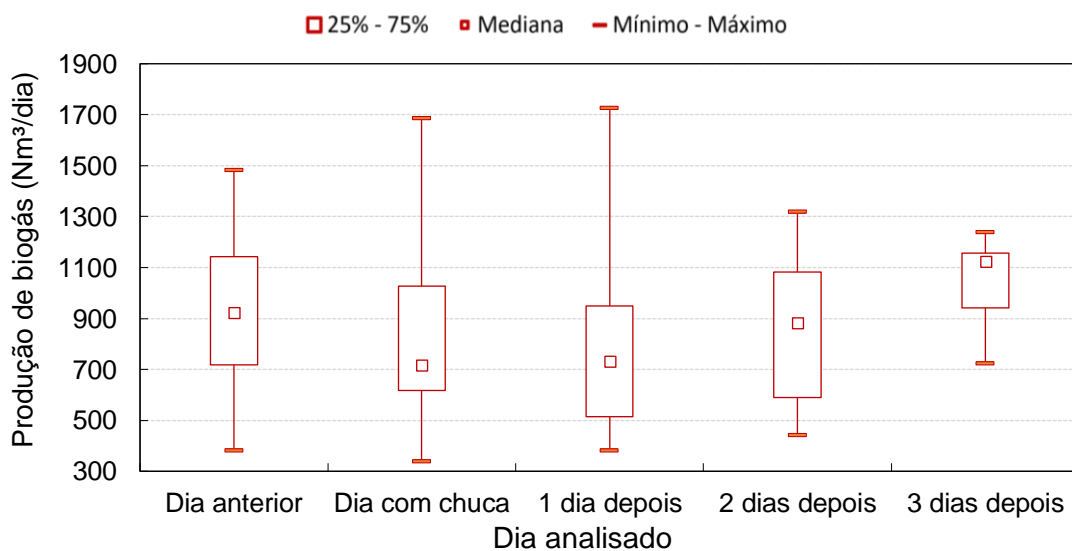
A produção de biogás em reatores anaeróbios de tratamento de esgoto também é afetada por parâmetros estruturais, como a estabilidade de linhas e câmaras de gás, a deficiência no separador trifásico do reator UASB, a presença de vazamentos do reator, tubulações de gás, reservatórios de inspeção e emissões fugitivas de gases provenientes de rachaduras e conexões inadequadas em tubulações e acessórios de condutas de biogás (POSSETTI *et al.*, 2018). A produção mais elevada de biogás pode estar associada a um funcionamento correto das unidades das ETEs, também em termos de uma fuga de gases reduzida no separador trifásico e nos tubos de gás. Em nosso estudo, isso pode ser identificado ao comparar as duas ETEs.

A ETE-B mostrou maior produção de biogás na estação seca, em comparação com a ETE-A nas mesmas condições, provavelmente devido a muitos fatores, mas também porque este sistema teve uma presença notavelmente menor de fugas. Desta forma, e como se pode presumir a partir dos dados recolhidos, as ETEs com maiores fugas e problemas estruturais, irão provavelmente mostrar um decréscimo maior na taxa de carregamento orgânico e na produção de biogás nos períodos de precipitação quando comparado com ETEs mais bem estruturadas.

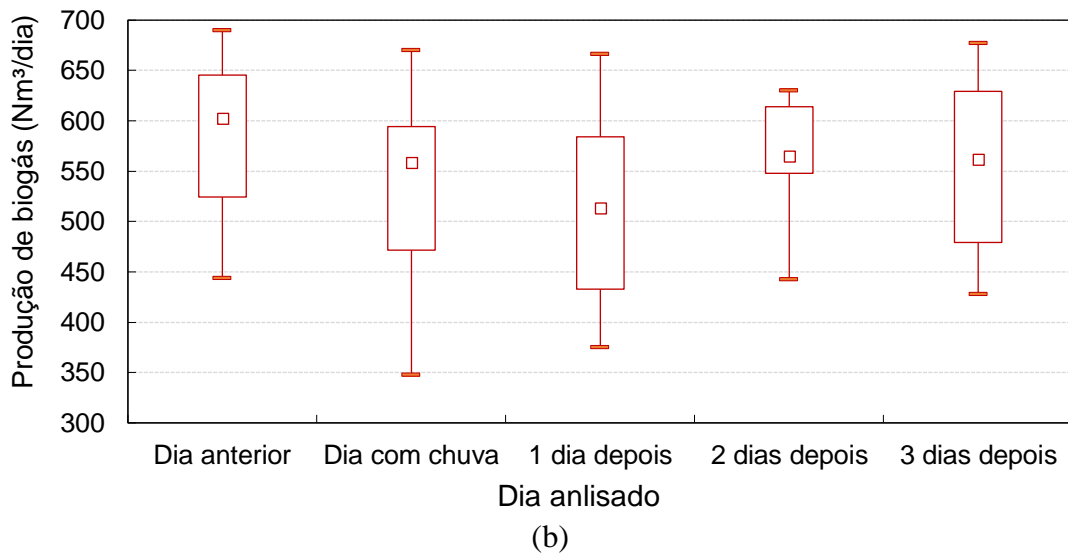
Cabe ressaltar que em termos de avaliação da relação unitária da produção de biogás proposto por Lobato *et al.* (2012) a ETE-A se enquadrou no pior cenário de produção de biogás no estudo realizado pelo Probiogás (BRASIL, 2016), que é quando ocorrem perdas elevadas de biogás, tanto como gás residual como em vazamentos e perdas. Além disso, esse cenário também considera maior uso da DQO para conversão em outras rotas, como por exemplo, a sulfetogênese. Já a ETE-B foi enquadrada no cenário típico de produção de biogás no estudo realizado pelo Probiogás (BRASIL, 2016), que se baseia em valores médios para as conversões da DQO nas diferentes rotas.

Ainda em relação à produção de biogás, também foram avaliados os dados dos dias seguintes às precipitações registradas acima de 10mm (excluindo dias que também registraram chuvas acima de 10mm). Essa estratégia teve como objetivo avaliar o desempenho do reator UASB na recuperação da produção de biogás após os episódios. Como se pode observar na Figura 10, a produção de biogás foi restabelecida em 80% dos valores registrados, comparando-se os episódios de chuva com os 3 dias subsequentes ao dia sem chuva registrada. Esses resultados mostraram como os reatores UASB foram capazes de recuperar sua hidrodinâmica e produção de biogás após eventos de fortes chuvas.

**Figura 10 - Comparação da produção de biogás para os dias seguintes dos episódios de chuvas superiores a 10 mm nas ETE-A (a) e ETE-B (b)**



(a)



A partir dos resultados monitorados, percebeu-se que os eventos pluviométricos, mesmo aqueles de dias com chuvas superiores a 10 mm, impactaram a produção de biogás dos dias seguintes aos com o registro de chuva, contudo, o reator é capaz de se recuperar após eventos de carga hidráulica causados por episódios de chuva acima de 10 mm, sem perda significativa de produção de biogás em até 3 dias.

O potencial de geração de energia elétrica a partir da produção de biogás no reator pode ser estimado multiplicando-se a vazão de biogás medida em cada período pela concentração média de metano do respectivo período. Considerando que o menor poder calorífico do metano de aproximadamente 10 kWh/m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub> (MORAN *et al.*, 2010), assim como a eficiência elétrica do grupo motogerador, de cerca de 30% (U.S.EPA, 2003), foi possível obter a energia elétrica que pode ser gerada pelas estações monitoradas (Equação 3):

$$P = Q_{CH_4} \times PCI_{CH_4} \times \eta_{elétrico} \quad (3)$$

Onde:

P = potencial de geração de energia elétrica (kWh/dia)

$Q_{CH_4}$  = vazão de metano (m<sup>3</sup>/d)

$PCI_{CH_4}$  = menor poder calorífico do metano (10 kWh/m<sup>3</sup>)

$\eta_{elétrico}$  = eficiência elétrica do gerador do motor (30%)

Para os cálculos foram utilizados os valores do teor de metano no biogás para as duas ETEs monitoradas, i.e. 81,3% para ETE-A e 81,7% para a ETE-B. Para a ETE-A, o potencial de geração de energia elétrica caiu de 2.564 para 2.049 kWh/dia já com os episódios de chuvas superiores a 5 mm. Para a ETE-B, o potencial reduziu de 1.439 para 1.270 kWh/dia a partir dos episódios de chuvas superiores a 10 mm. Como resultado, foi observada uma redução no potencial de geração de energia elétrica nas ETEs em torno de 20 a 12%, para ETE-A e ETE-B, respectivamente.

Em geral, a redução do potencial de energia elétrica das estações, em termos de kWh/dia, que foi menor em cerca de 20% e 12%, para as ETEs A e B, respectivamente, nos eventos de chuvas, é relevante e pode ser usado para melhor planejamento da forma de utilização da energia durante esses períodos. Além disso, é importante que as ETEs conheçam o perfil pluviométrico local, uma vez que o aumento do fluxo pode diferir em relação a cada condição específica, rede de drenagem, perfil de consumo, eventos culturais, festividades, entre outros. Uma previsão nos episódios de precipitação pode facilitar a operação em ETEs implementando um by-pass ou um tanque de equalização para evitar a sobrecarga hidráulica, por exemplo.

Da mesma forma, pode-se constatar que, para ETEs com menores vazamentos (ETE-B), os resultados mostram que apenas as chuvas mais significativas (neste estudo, consideradas acima de 10 mm) representam um decréscimo efetivo na produção de biogás. Nas ETEs em que se prevêem perdas fugitivas de biogás, mesmo as chuvas de média intensidade (5-10 mm) representam uma perda significativa do potencial energético.

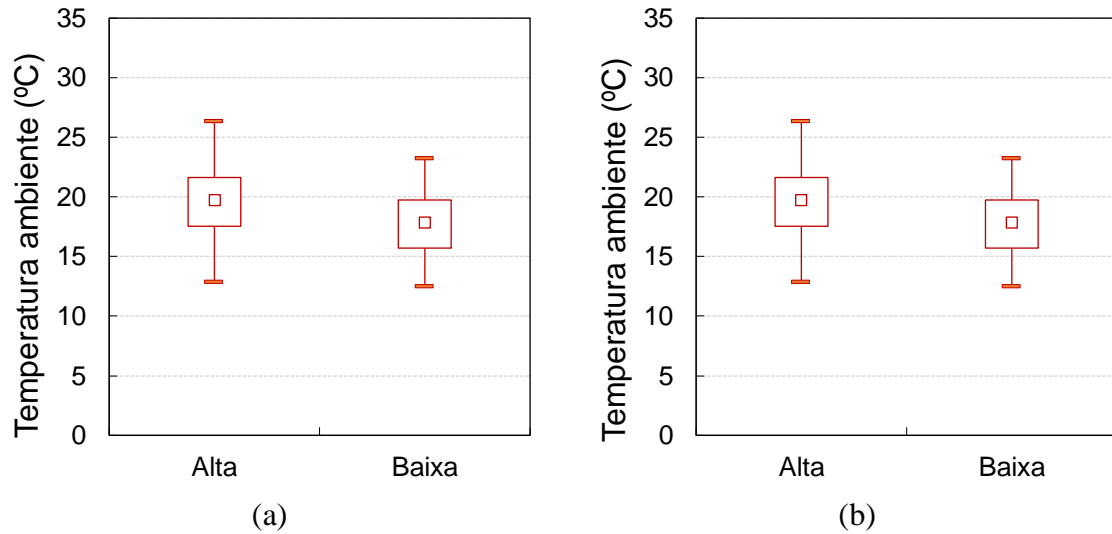
Em geral, este estudo aponta a importância de melhorias na rede de esgoto e drenagem para minimizar o aporte de chuva nas ETEs, evidenciando a relação entre os episódios de chuva, a vazão de esgoto, a diluição da matéria orgânica e a produção de biogás.

### 5.3.2 Efeito da temperatura na produção de biogás

A influência da temperatura ambiente na produção de biogás foi avaliada a partir dos dados em diferentes estações do ano durante os 18 meses de monitoramento. Não obstante, foram utilizados somente os dados de períodos de estiagem, sem ocorrência de chuvas, para excluir a influência da variável de pluviometria. De acordo com a região geográfica, a ETE-A registrou o período mais quente durante os meses entre outubro e março, enquanto as temperaturas mais baixas foram registradas entre abril e setembro. Para a ETE-B, as maiores temperaturas foram registradas entre setembro e março e as menores temperaturas entre abril e agosto.

As estações com temperaturas significativamente diferentes estão representadas na Figura 11 para ambas as ETEs A e B. Como pode ser observado, a ETE-A está localizada em uma região em que a variação da temperatura ao longo do ano não foi tão elevada, se comparada com a ETE-B. No primeiro caso, a temperatura média foi de 19,6 °C no período mais quente e de 17,9 °C no período mais frio. Embora as temperaturas fossem similares, a produção de biogás foi significativamente diferente, obtendo maior produção quando os reatores eram operados em temperaturas mais baixas, ou seja, 1.218 Nm<sup>3</sup>biogás/dia, em contraste com 966 Nm<sup>3</sup>biogás/dia durante o período mais quente. Muito provavelmente essa diferença não foi atribuída à temperatura, mas a algum outro parâmetro operacional. Diferenças mais notórias foram observadas na ETE-B, em que temperaturas médias mais altas e mais baixas foram de 25,3 °C e 20,8 °C, respectivamente. No entanto, nenhuma diferença significativa na produção de biogás foi encontrada (530 e 557 Nm<sup>3</sup>biogás/dia, respectivamente, para os períodos de maior e menor temperatura).

**Figura 11 - Temperatura ambiente durante períodos de maior e menor temperatura nas ETE-A (a) e ETE-B (b)**



Alguns estudos anteriores monitoraram reatores anaeróbios em escala real para o tratamento de águas residuárias, a fim de verificar o impacto dos parâmetros operacionais na produção de biogás (CAMPELLO, 2009; CABRAL, 2016). Segundo os estudos, a vazão de produção de biogás estava positivamente correlacionada com a concentração de DQO afluente e com a taxa de carregamento orgânico removida no reator e inversamente proporcional à precipitação e ao fluxo de esgoto. Por outro lado, a temperatura não teve efeito significativo (CABRAL, 2016). Resultado semelhante foi obtido ao monitorar outro sistema em escala real. Os autores descobriram que outros parâmetros como vazão de esgoto, DQO e presença de chuva foram mais determinantes na produção de biogás do que a temperatura (CAMPELLO, 2009). De fato, a literatura relata que essa menor relevância é esperada em uma faixa de temperatura entre 20 e 25 °C (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994). Assim, a partir dos dados coletados, pode-se supor que as temperaturas tiveram um impacto menos significativo na produção de biogás durante a estação seca na faixa temperatura monitorada.

### 5.3.3 Influência do hidrograma típico de uma ETE na produção de biogás

A Tabela 5 e a Tabela 6 apresentam as médias dos resultados encontrados para cada um dos 17 intervalos de classe pré-definidos. Os resultados mostram os parâmetros de vazão de esgoto afluente, TDH, velocidade ascensional no reator, vazão de produção de biogás, percentual de metano no biogás e temperatura do biogás.

**Tabela 5 - Valores médios dos parâmetros de monitoramento para diferentes intervalos do dia na ETE A**

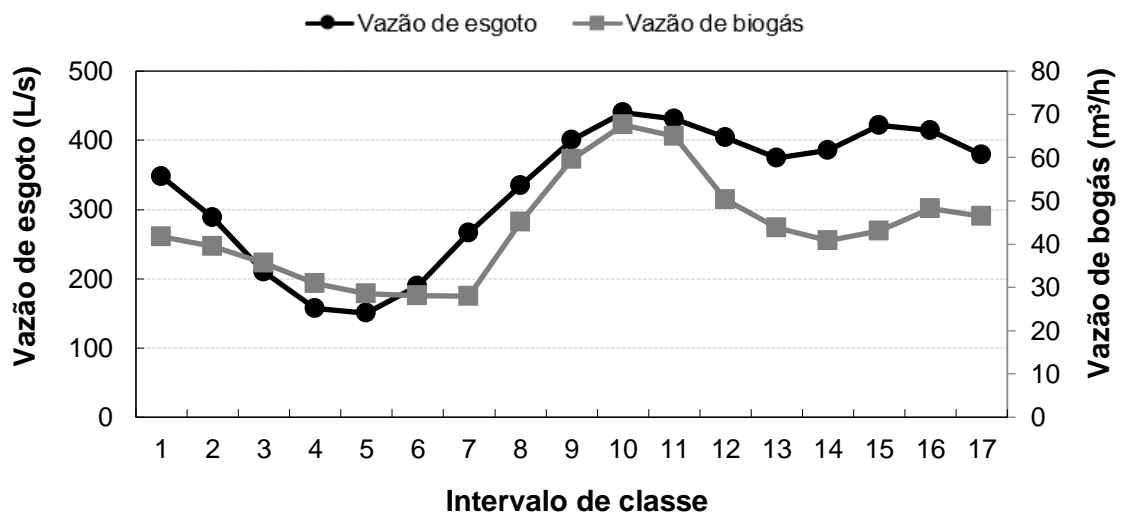
Intervalos	Vazão de esgoto (m <sup>3</sup> /h) (nº dados)	TDH (h)	Vel. ascensional (m/h)	Vazão de biogás (m <sup>3</sup> /h) (nº dados)	Metano (%CH <sub>4</sub> ) (nº dados)	Temperatura (°C)
1	347,34 (919)	10	0,47	41,78 (747)	82,35 (460)	18,58
2	288,79 (916)	12	0,39	39,54 (662)	82,45 (457)	18,04
3	209,55 (918)	16	0,29	35,68 (611)	82,58 (461)	17,52
4	156,95(918)	21	0,21	30,99 (450)	83,36 (459)	17,11
5	150,31 (918)	22	0,20	28,53 (472)	84,04 (459)	16,91
6	189,41(918)	18	0,26	28,05 (466)	84,51 (459)	19,04
7	266,16 (915)	13	0,36	27,97 (464)	84,63 (458)	24,51
8	334,52 (914)	10	0,46	45,17 (688)	83,59 (470)	29,67
9	400,85 (908)	8	0,55	59,64 (834)	81,90 (453)	33,10
10	440,12 (917)	8	0,60	67,55 (876)	80,45 (458)	34,86
11	431,35 (912)	8	0,59	64,95 (872)	80,27 (454)	34,87
12	404,22 (913)	8	0,55	50,29 (863)	80,41 (455)	32,91
13	374,80 (909)	9	0,51	43,86 (830)	79,28 (448)	29,48
14	385,69 (911)	9	0,52	40,83 (844)	80,52 (455)	25,29
15	422,13 (894)	8	0,57	43,05 (825)	81,31 (448)	22,32
16	414,59 (903)	8	0,56	48,29 (824)	81,55 (447)	20,84
17	379,46 (878)	9	0,52	46,50 (776)	81,97 (445)	19,95

**Tabela 6 - Valores médios dos parâmetros de monitoramento para diferentes intervalos do dia na ETE B**

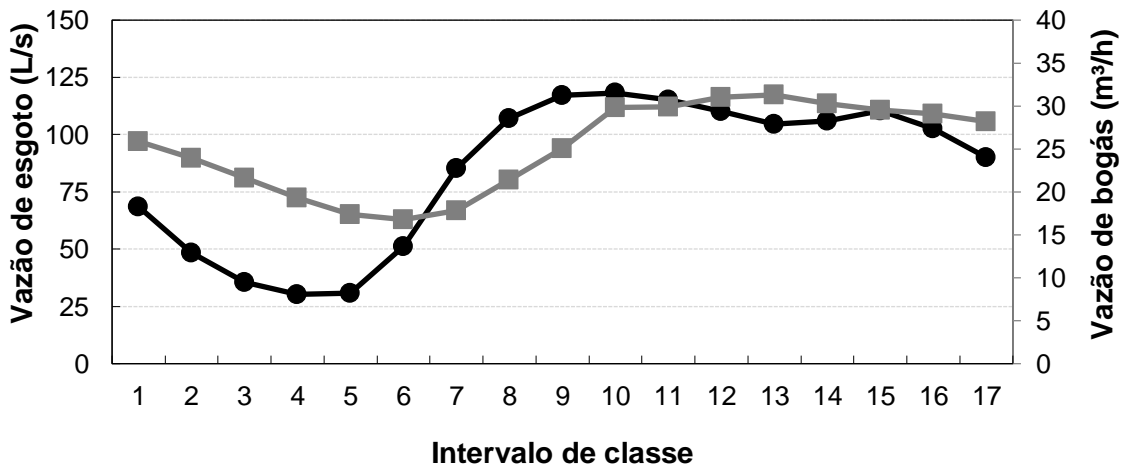
Intervalos	Vazão de esgoto (m <sup>3</sup> /h)	TDH (h)	Vel. ascensional (m/h)	Vazão de biogás (m <sup>3</sup> /h)	Metano (%CH <sub>4</sub> ) (nº dados)	Temperatura (°C)
1	68,45 (2232)	15	0,40	25,91 (2215)	82,00 (2198)	27,26
2	48,42 (2235)	21	0,28	23,97 (2218)	82,09 (2200)	26,70
3	35,65 (2237)	29	0,21	21,66 (2225)	82,26 (2209)	26,30
4	30,26 (2213)	34	0,18	19,35 (2230)	82,54 (2213)	26,56
5	30,74 (2211)	34	0,18	17,37 (2198)	82,91 (2207)	26,37
6	51,17 (2254)	20	0,30	16,77 (2236)	83,33 (2218)	27,51
7	85,38 (2276)	12	0,50	17,86 (2255)	83,68 (2236)	30,12
8	107,15 (2320)	10	0,62	21,41 (2308)	83,56 (2285)	32,29
9	117,28 (2122)	9	0,68	25,08 (2122)	83,20 (2086)	33,28
10	118,16 (2216)	9	0,69	27,87 (2216)	82,97 (2181)	34,10
11	115,17 (2285)	9	0,67	29,94 (2282)	82,45 (2250)	34,63
12	110,32 (2262)	9	0,64	31,00 (2262)	82,06 (2224)	33,74
13	104,49 (2234)	10	0,61	31,30 (2235)	81,88 (2198)	31,70
14	106,06 (2177)	10	0,62	30,25 (2177)	81,86 (2143)	29,80
15	110,54 (2171)	9	0,64	29,55 (2168)	81,93 (2135)	28,50
16	102,76 (2224)	10	0,60	29,11 (2215)	81,98 (2190)	27,87
17	90,08 (2275)	11	0,52	28,17 (2276)	82,05 (2245)	27,52

A Figura 12 apresenta a dispersão das médias das vazões de esgoto afluyente e vazão de biogás para os intervalos de classe. De acordo com os resultados obtidos, pode-se perceber que, em ambas as ETEs, há a ocorrência de um hidrograma típico, i.e. a vazão de esgoto apresenta picos superiores e inferiores, devido a rotina de uso da água pela população. Para a vazão de biogás, percebe-se também a ocorrência de um padrão diário de produção e desprendimento do biogás.

Figura 12 - Evolução temporal diária da vazão de esgoto afluyente e vazão de produção de biogás nas ETE-A (a) e ETE-B (b)



(a)



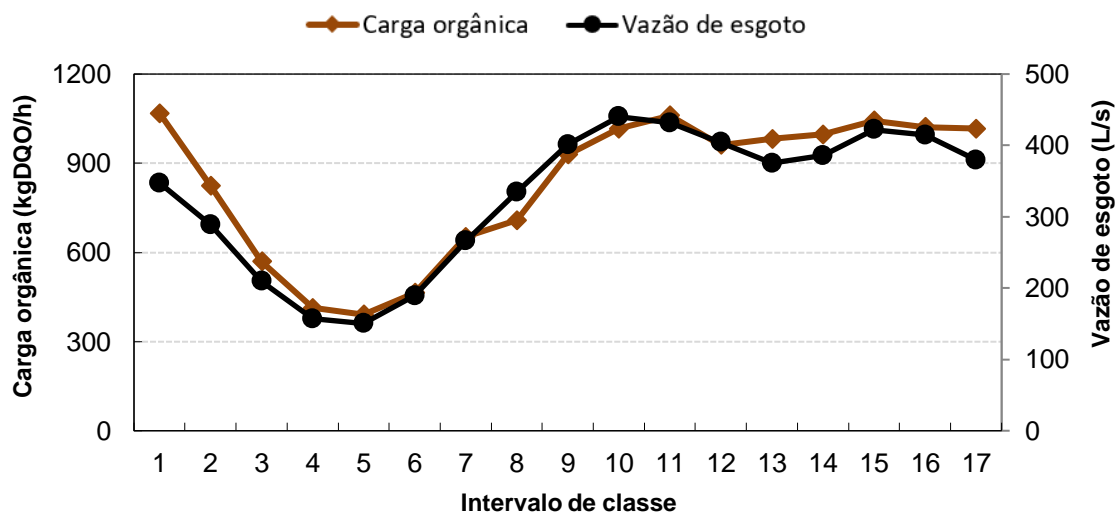
(b)

Os dados do monitoramento mostraram uma correlação estatística de 0,83 para a ETE-A e de 0,73 para a ETE-B. Essa tendência de relação direta entre a vazão de esgoto e produção de biogás está de acordo com o observado em estudos recentes (POSSETTI *et al.*, 2013; BRASIL, 2015; CABRAL *et al.*, 2016).

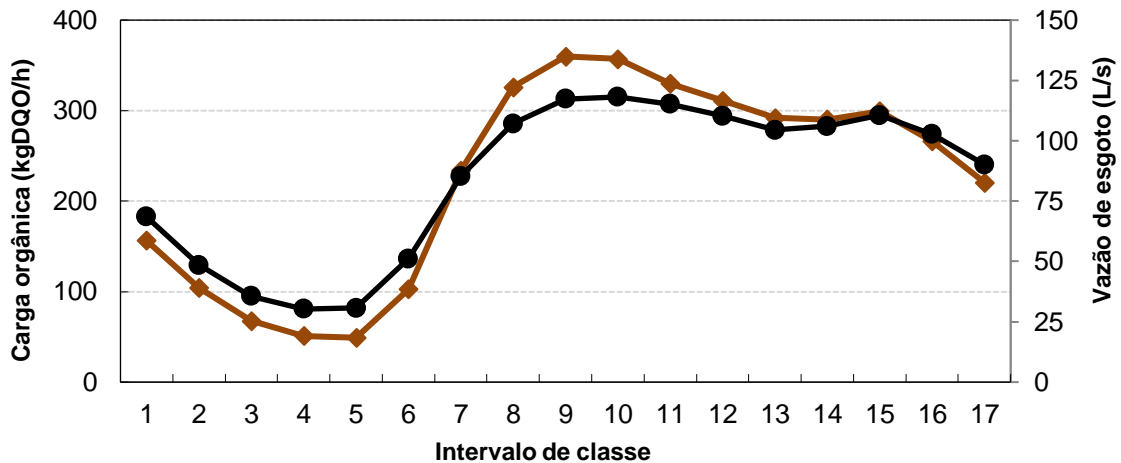
Os picos superiores da ETE-A para vazão de esgoto afluyente ocorreram nos intervalos de dados números 10, 11, 15 e 16. Já para a vazão de produção de biogás os picos superiores foram entre os intervalos 9 e 12. Na ETE-B, os picos superiores para a vazão de esgoto afluyente foram nos intervalos de dados 9, 10, 14 e 15, enquanto para a vazão de produção de biogás foi entre 12 e 15. De forma análoga, picos inferiores para ETE-A ocorreram nos intervalos de 3 a 6 para vazão de esgoto afluyente e de 4 a 7 para a vazão de produção de biogás, enquanto para ETE-B ocorrem nos intervalos de 2 a 5 para a vazão de esgoto e entre 4 e 7 para a vazão de produção de biogás.

Nota-se que os picos superiores de produção de biogás nas ETEs avaliadas associam-se aos momentos de maior vazão de entrada de esgoto. Tal comportamento pode ser explicado, primeiramente, devido ao pico de carga orgânica afluyente aos reatores anaeróbios, em função do uso da água pela população, conforme evidenciado pela Figura 13.

**Figura 13 - Evolução temporal diária da vazão de esgoto afluyente e da carga orgânica afluyente nas ETE-A (a) e ETE-B (b)**



(a)



(b)

Além do aumento da variação na carga orgânica ao longo do dia, a dinâmica hidráulica provocada no interior do reator também pode influenciar no comportamento de desprendimento das bolhas de gás da superfície líquida. Ou seja, maiores vazões de esgoto podem estar relacionadas a menores TDHs que, por sua vez, estão associados a uma maior velocidade ascensional do líquido no reator. Os TDHs médios dos intervalos dos dados foram de 11h e 15h, sendo o TDH mínimo de 8h e 9h, e o máximo de 22h e 34h, para as ETEs A e B, respectivamente.

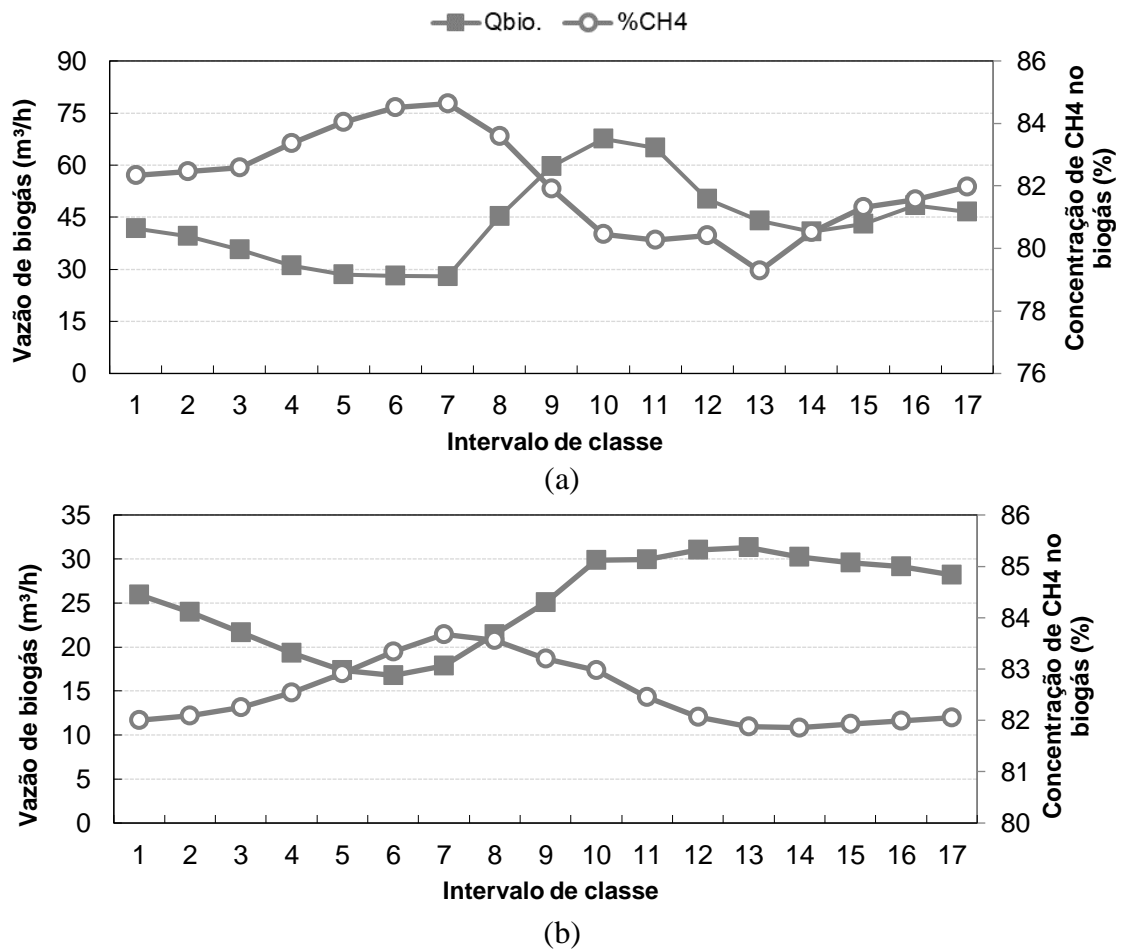
Em relação às velocidades ascensionais, a literatura indica que as velocidades médias devem ser da ordem de 0,5 a 0,7 m/h, sendo tolerados picos temporários, durante 2 a 4 horas, de até 1,5 a 2,0 m/h (CHERNICHARO, 2007; VAN HAANDEL, LETTINGA, 1994). Para os intervalos avaliados, as médias foram 0,4 e 0,5 m/h, para as ETEs A e B, respectivamente. Para ambas as ETEs o mínimo foi de 0,2 m/h, enquanto as velocidades máximas encontradas foram 0,6 e 0,7 m/h para as ETEs A e B, respectivamente. Dessa forma, ainda que as vazões de esgoto tenham sido incrementadas com o hidrograma diário, provocando variações significativas no TDH e na velocidade ascensional, não se caracterizou como uma sobrecarga hidráulica aos reatores.

O aumento da vazão de esgoto e, conseqüentemente, aumento da velocidade ascensional, devido à maior agitação do líquido, pode ocasionar a transferência dos gases dissolvidos no líquido na superfície da interface líquido-gás. Isso poderia facilitar um desprendimento dos gases na fase líquida, direcionando-os para a fase

gasosa e, assim, aumentando a vazão de biogás. A correlação estatística encontrada entre vazão de biogás e velocidade ascensional justifica essa relação (0,83 e 0,74 para as ETEs A e B, respectivamente).

A variação diária da produção de biogás e da concentração de metano no biogás foi avaliada e é apresentada na Figura 14.

**Figura 14 - Evolução temporal diária da vazão de biogás e concentração de CH<sub>4</sub> no biogás nas ETE-A (a) e ETE-B (b)**



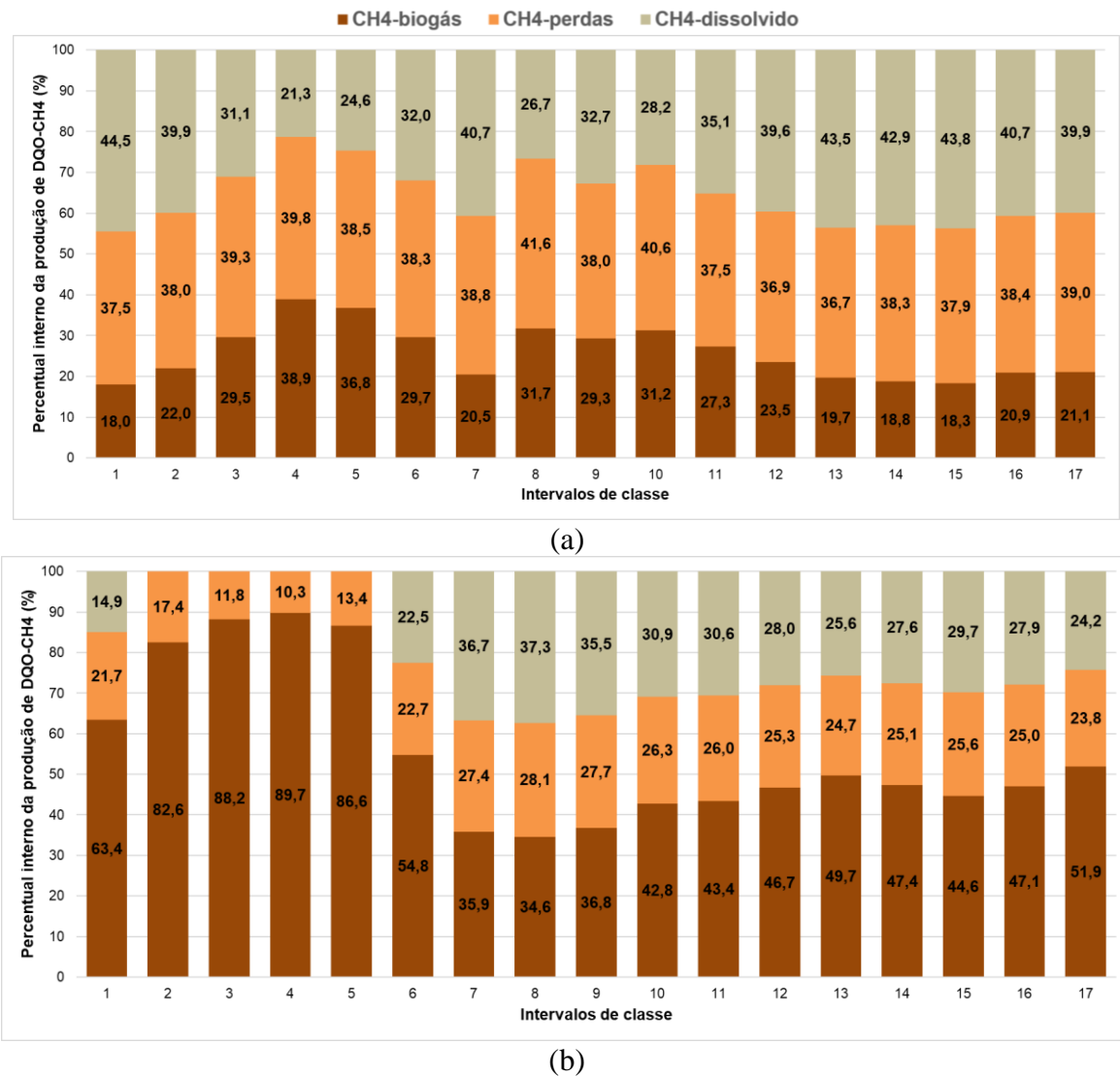
Em ambas as ETEs, pode-se perceber um comportamento de tendência oposta em relação aos picos observados para a vazão de biogás e a concentração de metano presente, com correlações negativas de -0,71 e de -0,68, para as ETEs A e B, respectivamente. Em um primeiro momento esperava-se que o percentual de metano presente no biogás não fosse apresentar variações significativas em função da variação da vazão de esgoto afluente. Duas suposições podem ser elaboradas para explicar os resultados obtidos.

Primeiramente, nos intervalos de maiores vazões de esgoto, também há um maior aporte de nitrogênio, que passará a compor uma fração maior no biogás gerado. A concentração de N<sub>2</sub> presente no biogás pode ser atribuída à solubilização deste gás no esgoto afluente, que, no interior do reator UASB, se desprende da fase líquida devido ao decréscimo da pressão parcial de N<sub>2</sub> atmosférico (NOYOLA; MORGAN-SAGASTUME; LÓPEZ-HERNÁNDEZ., 2006).

Outra possível explicação está relacionada ao aumento da vazão do esgoto afluente, que pode estar associada a uma maior presença do metano dissolvido no efluente tratado. Uma pesquisa comparando reatores UASB operando com diferentes TDHs verificou concentrações de CH<sub>4</sub> dissolvido relativamente menores quando um TDH mais elevado foi aplicado (SOUZA; CHERNICHARO; AQUINO, 2011). Ou seja, nos intervalos de dados em que ocorreram as maiores vazões de esgoto e de biogás, poderiam também estar associado às maiores concentrações de metano dissolvido. Dessa forma, as maiores diferenças encontradas em relação à concentração de metano presente no biogás poderiam ser explicadas pela concentração de metano dissolvido presente no efluente líquido, ocasionando menor presença do metano na fase gasosa.

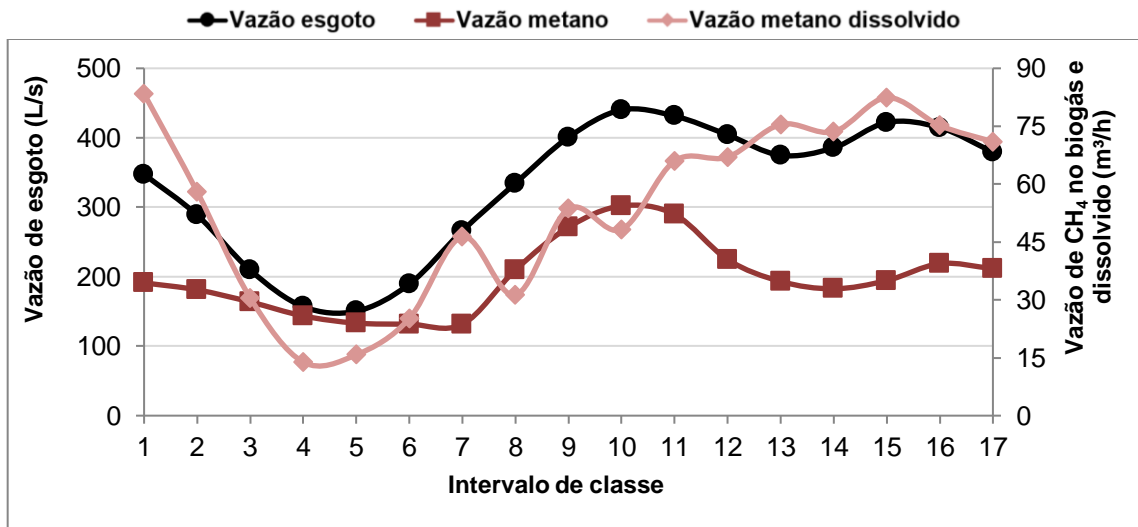
A concentração de metano dissolvido em relação ao hidrograma típico foi calculada a partir dos balanços de massa propostos em Souza (2010) e em Lobato *et al.* (2012), que leva em consideração a conversão da matéria orgânica de entrada em metano dissolvido presente na fase líquida (Figura 15). Dessa forma, os valores obtidos se baseiam em estimativas, considerando os diversos cenários da literatura, tanto para variações no balanço de massa (utilização da matéria orgânica em outras rotas de conversões, além da metanogênese), como as considerações feitas sobre as relações de produção unitária de metano, utilizando os dados do monitoramento, como a carga de DQO afluente, DQO efluente e DQO convertida a metano presente no biogás.

**Figura 15 - Distribuição percentual da produção de metano em relação a DQO convertida a metano nas ETE-A (a) e ETE-B (b)**

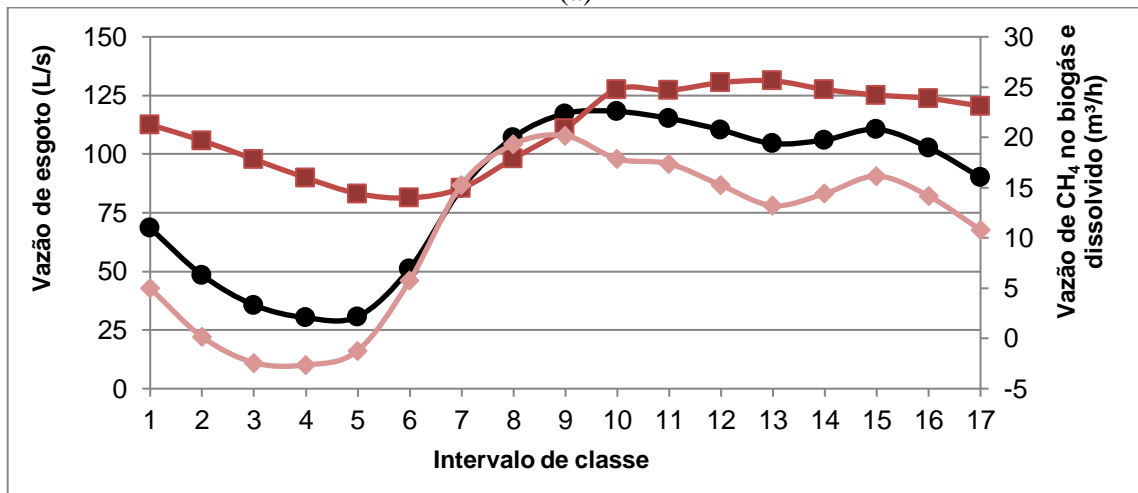


Em ambas as ETEs perceberam-se que os menores valores de metano dissolvido no efluente se concentram entre os intervalos 2 e, que correspondem ao horário de 01:24 às 08:24. Já as maiores vazões de metano dissolvido foram estimadas nos intervalos 1 e entre 13 e 16 para ETE A, o que compreende o horário entre 19:36 às 01:24 do dia seguinte, e entre 8 e 11 para ETE B, o que compreende o horário entre 09:48 às 15:24 (Figura 16). Os resultados encontrados corroboram com estudos prévios (SOUZA; CHERNICHARO; AQUINO, 2011), no sentido de que as maiores vazões de metano dissolvido ocorreram, de fato, nos momentos de maiores vazões de esgoto. Tais intervalos também são coincidentes com os períodos de menores concentrações de metano no biogás.

Figura 16 - Evolução temporal da vazão de esgoto, vazão de metano no biogás e metano dissolvido nos intervalos de dados do hidrograma típico da ETE-A (a) e ETE-B (b)



(a)



(b)

No trabalho mencionado, o percentual de metano dissolvido em relação à DQO total de entrada apresentou uma média de 17,0% (SOUZA, 2010). Para os dados das ETEs trabalhados nesta tese, o percentual de metano dissolvido presente no efluente em relação ao total de DQO de entrada foi de 30,5 e 17,7%, para as ETEs A e B, respectivamente. Ainda segundo a literatura, da produção total medida de metano, o metano dissolvido no efluente pode variar de 36 a 41% (SOUZA; CHERNICHARO; AQUINO, 2011; SOUZA; CHERNICHARO, 2011). Nesse trabalho, a distribuição do metano dissolvido em relação à produção total de metano apresentou média de 64,0 e 33,9% para as ETEs A e B, respectivamente.

Nesse sentido, o percentual de metano recuperado como biogás estaria entre 59 e 64%. Contudo, considerando os dados monitorados obteve-se que o percentual de metano recuperado como biogás foi de 24,5 e 47,6 %, nas ETE-A e B, respectivamente. Dessa forma, o percentual de metano recuperado como biogás na ETE A foi muito menor ao esperado pela literatura. Isso se deve ao elevado percentual de perdas na fase gasosa, tais quais podem ser devido a vazamentos e perdas em estruturas, tubulações e aberturas de coifas. Cabe ressaltar ainda que, mesmo adotando metodologia para aproximar da condição real da ETE, a estimativa de perda de metano gasoso perdido em estruturas e vazamentos pode ainda estar distante da condição real e contribuir para uma superestimativa do metano dissolvido. Ademais, o elevado percentual estimado de metano dissolvido nessa ETE também poderia ter contribuído com o menor percentual disponível para fase gasosa. Porém, outros fatores também podem contribuir para o aumento do metano dissolvido, como a temperatura, que é menor na ETE A. De maneira geral, menores temperaturas resultam em aumento na solubilidade do metano, favorecendo a sua presença em meio líquido. Em relação à ETE B, percebe-se que os percentuais de metano dissolvido foram mais baixos em comparação aos reportados pela literatura.

Nesse contexto, percebe-se a importância de conhecer a concentração de metano dissolvido, considerando que a perda de metano dissolvido no efluente representa uma redução do potencial de recuperação energética. Dessa forma, a informação pode auxiliar as ETEs na gestão de dispositivos para uma dessorção, exaustão e tratamento desse gás ou ainda, na utilização de técnicas mais avançadas para recuperação do metano dissolvido, otimizando o funcionamento das tecnologias e direcionando o uso para momentos de maiores emissões.

Embora as ETEs sejam projetadas a partir de uma vazão média de esgoto afluente, sabe-se que existe grande contribuição adicional em função de ligações clandestinas e em função de eventos pluviométricos, que interferem de modo significativo, como mencionado anteriormente. Além disso, o próprio uso da água pela população possui variações ao longo do dia. Contudo, em termos de produção de biogás a literatura pertinente tem avançado na avaliação global diária da conversão da matéria orgânica a metano, de forma que não se permite a compreensão do comportamento, mas apenas uma definição em termos de carga orgânica e produção disponível total.

Os resultados apresentados nesse capítulo mostraram que o incremento de vazão provocado pelo hidrograma típico em horários de pico não configura no reator condições de sobrecargas hidráulicas. Ao contrário, percebeu-se que o aumento da velocidade ascensional favoreceu o desprendimento dos gases da fase líquida para fase gasosa, aumentando a produção de biogás. Esse fato esclarece a ideia de que reatores UASB não são capazes de suportar grandes flutuações de cargas afluentes, hidráulicas ou orgânicas, podendo as mesmas provocarem uma diminuição no desempenho (BORGES, 2005; VAN LIER *et al.*, 2001). Sobretudo, corrobora-se a ideia de que os efeitos provocados pelas variações de cargas hidráulicas dependem de outras condições operacionais do reator, como a massa de lodo no reator, da intensidade e da duração das variações (LEITÃO *et al.*, 2006). Neste estudo, as imposições de incremento de cargas orgânicas e hidráulicas duraram cerca de 5-6 h.

Novamente, os dados monitorados mostraram a importância de um cuidado das estruturas e instalações em toda a ETE para se evitar perdas de biogás. Nesse sentido, ao evitar tais perdas, o percentual de metano recuperado na fase gasosa poderia ser aumentado. Outro ponto relevante de influência no percentual de metano recuperado está relacionado à variação do metano dissolvido, que foi estimada a partir de balanços de massa. Em muitos casos, o volume de metano dissolvido pode ser o incremento necessário para viabilizar um aproveitamento energético, visto a grande quantidade que pode ser encontrada dissolvida no meio líquido. Neste trabalho foi identificado que do total de metano gerado cerca de 36% e 20% permaneceram dissolvidos no meio líquido, nas ETEs A e B, respectivamente.

Em relação à operação de sistemas de aproveitamento energético de biogás em ETEs, sabe-se que é sempre aconselhável a instalação de um gasômetro. O gasômetro é um equipamento que tem como função acumular e regularizar a vazão de biogás, a fim de evitar perdas de gás nas horas de maior produção e uma vazão uniforme, nas horas de menor produção. Além disso, a depender do volume produzido e da utilização destinada para o biogás pode ser necessária a utilização de um compressor e um reservatório pressurizado, por exemplo, para uso adequado do motogerador com o intuito de manter a pressão mínima de operação.

Outra avaliação de interesse para a curva de geração do biogás ao longo do dia em um sistema com aproveitamento energético é a avaliação da geração e consumo de energia elétrica em horário de ponta ou fora de ponta. No Brasil, o Horário de Ponta compreende um período de três horas consecutivas, adotado entre as 17h e 22h, incluindo feriados, com exceção dos sábados e domingos. Assume-se que durante essas três horas ocorre o máximo consumo de energia elétrica do dia. Como consequência da necessidade de atender a demanda, desde a geração até a distribuição de energia, a energia gerada no horário de ponta é mais cara.

Assim, a ETE poderia utilizar a curva de produção para direcionar a acumulação de biogás para a geração de energia em horário de ponta. Segundo a Resolução Normativa 482 da ANEEL (2012), a energia ativa gerada em determinado horário deve ser utilizada para compensar a energia ativa consumida nesse mesmo horário, ou seja, a energia gerada pela ETE em horário de ponta poderá ser consumida no horário de ponta e, caso haja excedentes, também poderá ser consumida fora de ponta, levando a uma economia substancial. Adicionalmente, considera-se que a energia no horário de ponta quando consumida fora da ponta é corrigida por um fator de ajuste acima de 1,0, considerando que o valor da energia elétrica no horário de ponta é mais elevado (VALENTE, 2015).

Na avaliação dos intervalos do hidrograma de produção de biogás a partir dos dados avaliados nessa tese, o horário de ponta encontra-se situado nos intervalos entre 13 e 16. Em ambas as ETEs as maiores vazões de metano estão compreendidas entre os intervalos 9 e 13, o que facilitaria a gestão da geração da energia elétrica em horário de ponta.

Futuros estudos em reatores anaeróbios em escala real são recomendados para o entendimento do efeito da chuva na atividade microbiana e no comportamento hidráulico do leito de lodo.

#### **5.4 Conclusões**

O presente estudo teve como objetivo monitorar os parâmetros operacionais em duas ETEs em escala real, tratando águas residuárias domésticas através de reatores anaeróbios. O primeiro objetivo foi identificar diferenças em relação às variáveis

climáticas, pluviosidade e temperatura. Os resultados obtidos durante 18 meses de monitoramento mostraram que durante os episódios de chuva a ETE foi afetada significativamente em termos de aumento na vazão de esgoto afluente, com uma diluição e diminuição na concentração da matéria orgânica afluente e uma queda no biogás produzido nos reatores anaeróbios.

Os parâmetros analisados foram semelhantes em ambas as ETEs, com uma diminuição entre 10 e 20% da produção de biogás após um aumento de cerca de 12 a 14% na vazão de esgoto afluente média. Estes valores podem afetar a operação do sistema e o uso de energia disponível, indicando a importância na previsão de episódios de chuva, para assim, se estimar com precisão a produção real de biogás, a fim de minimizar os danos e otimizar o uso energético do biogás. O estudo também mostrou que os reatores anaeróbios são capazes de se recuperar de eventos de cargas hidráulicas causadas por episódios de chuva, mesmo quando superiores a 10 mm.

Em relação à influência da temperatura, o estudo mostrou que na faixa monitorada, não houve influência significativa da variação de temperatura na produção diária de biogás, i.e. em períodos de temperaturas mais elevadas não houve ocorrência de maior produção de biogás.

O segundo objetivo desse capítulo foi identificar se a ocorrência do hidrograma típico nas ETEs promoveram variações com diferenças significativas na vazão de esgoto afluente e, conseqüentemente, na produção de biogás. Na ETE A, os picos máximos de vazão de esgoto foram identificados entre 12:45 e 15:35 horas e entre 19:50 e 22:40 horas. Na ETE B os picos foram entre 09:20 e 15:35 horas. Esse comportamento reflete o perfil de consumo dos usuários.

Como consequência, os resultados mostraram uma variação significativa, e correlacionada diretamente e positivamente, entre a vazão de esgoto e a vazão do biogás produzido. Além da influência do aumento da carga orgânica afluente, tal comportamento também foi correlacionado a dinâmica hidráulica do reator, com uma relação direta e positiva entre a vazão de biogás e a velocidade ascensional.

A concentração do metano presente no biogás apresentou uma variação significativa com comportamento oposto à vazão de biogás. Isso pode ter sido devido a um incremento de metano dissolvido no efluente nos momentos de pico de vazão de esgoto de entrada. A partir das estimativas, percebeu-se que a vazão de metano dissolvido chegou a um valor 100 % maior em relação à média nos momentos de maior vazão afluente. Tais dados são importantes na otimização da operação e gerenciamento de unidades de exaustão, enclausuramento e até mesmo recuperação do gás dissolvido e posterior aproveitamento energético do biogás.

Finalmente, parâmetros como os ambientais e de conhecimento do esgoto de entrada da ETE são fundamentais para melhor controle e automação e avaliar o emprego de tecnologias que melhorem o aproveitamento energético e/ou destinação do biogás, além de evitar também perdas fugitivas que contribuem para o aumento de emissões de gases de efeito estufa.

Em reatores UASB em escala real, as numerosas variáveis simultâneas, como condições operacionais, características e variações do afluente, clima, entre outros; impedem a capacidade de obter resultados sólidos sobre as causas que afetam o desempenho e a estabilidade do processo. Provavelmente, nesta escala, outros parâmetros além da temperatura foram mais importantes para manter o tratamento de efluentes e a produção de biogás. No entanto, este trabalho mostrou um impacto claro das chuvas e variações no hidrograma típico na produção e característica do biogás nas ETEs.

## 6 AVALIAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS DA MANTA DE LODO DE UM REATOR UASB TRATANDO ESGOTO DOMÉSTICO

O presente capítulo refere-se ao terceiro objetivo específico desta tese, que trata da avaliação das características da manta de lodo de reatores UASB e seu impacto no tratamento do esgoto e na produção de biogás. Tais características podem ser úteis para uma melhor operação dos reatores, como em relação às rotinas de descarte periódico de lodo de excesso.

### 6.1 Introdução

Em sistemas de tratamento anaeróbio do esgoto, devido às etapas sequenciais do processo de digestão da matéria orgânica, a manutenção e equilíbrio do consórcio de microrganismos no interior do reator são determinantes para garantir o bom desempenho do mesmo. Dessa forma, as características da manta de lodo, como sua atividade microbiológica e grau de estabilidade, são de vital importância para maximizar as vantagens dos reatores UASB e otimizar o desempenho do processo de biodegradação (GHANGREKAR; ASOLEKAR; JOSHI, 2005; FENG *et al.*, 2008; APPELS *et al.*, 2011).

Uma vez que o tratamento de esgoto doméstico em reatores UASB permite a produção e o eventual aproveitamento do biogás como fonte de energia, o bom desempenho dos reatores nas ETEs agrega benefícios econômicos, além de ambientais. Porém, esse aproveitamento energético está condicionado a um correto gerenciamento do biogás capturado (CHERNICHARO *et al.*, 2018a). Assim, é importante o conhecimento das variações da produção de biogás, para um maior controle e estimativa, direcionando, assim, o melhor uso.

O gerenciamento de lodo em reatores UASB foi reportado na literatura como um problema operacional da rotina das ETEs (ROSA *et al.*, 2012; CHERNICHARO *et al.*, 2018a; LOBATO *et al.*, 2018). Embora os reatores anaeróbios trabalhem com alta taxa, promovendo elevada concentração de biomassa (entre 2 e 6 g/L) e idade do lodo (> 10 dias) (VAN HAANDEL, LETTINGA, 1994; CHERNICHARO, 2007; CARBALLA, REGUEIRO, LEMA, 2015; MAO *et al.*, 2015; APPELS *et al.*, 2008; CHERNICHARO *et al.*, 2018a), grande parte dos sistemas implantados operam com excesso de lodo (ausência de rotina de descartes periódicos). O lodo em excesso acaba ultrapassando

a capacidade de armazenamento no compartimento de digestão dos reatores, o que pode desencadear em perda excessiva de lodo do compartimento de digestão. Nesse sentido, o sistema pode perder sólidos junto com efluente, deteriorando a sua qualidade, além de aumentar a formação de espuma, o acúmulo de areia no fundo, a diminuição do volume útil para o tratamento, entre outros (LOBATO *et al.*, 2018). Adicionalmente, a ausência ou rotinas operacionais inadequadas de descarte de lodo excedente pode resultar em impactos na produção e na qualidade do biogás.

Contudo, a literatura apenas aponta a ausência da rotina operacional de descarte como consequência da inexistência de manuais e diretrizes que detalhem corretamente os procedimentos, a capacidade do reator, a capacidade dos leitos de secagem e/ou equipamentos de desaguamento da estação, entre outros (LOBATO *et al.*, 2018). Tais estudos ainda não associaram a manutenção da manta de lodo no reator UASB e a produção do biogás. Sobretudo, pouca ênfase foi dada às características do lodo, como a sua atividade metanogênica específica (AME), a sua biodegradabilidade e a sua estabilidade, associadas ao descarte de lodo (AQUINO *et al.*, 2007).

O teste de AME permite avaliar parâmetros cinéticos e quantificar a atividade microbiológica da biomassa. Nesse sentido, mede a capacidade máxima de produção de metano quando não há limitação do substrato, relacionando-se à atividade do lodo (AQUINO *et al.*, 2007; SOUTO *et al.*, 2010; HUSSAIN; DUBEY, 2015). A literatura reportou uma AME para lodo de esgoto em reator UASB variando de 0,01 a 0,32  $\text{gDQO}_{\text{CH}_4}/\text{gSTV.dia}$  (VAN HANDEEL; LETTINGA, 1994; PUÑAL *et al.*, 2000; KALOGO; MBOUCHE; VERSTRAERTE, 2001).

Por outro lado, os testes de potencial bioquímico de metano, em inglês conhecido como biochemical methane potential test (BMP), são muito aplicados em experimentos para a determinação da produção de metano que pode ser obtida sob diferentes condições operacionais, bem como na determinação da biodegradabilidade do substrato investigado (ou do lodo) e da taxa de produção de metano (ASTALS *et al.*, 2013; HUSSAIN; DUBEY, 2015). Estudos prévios indicaram uma produção específica de metano para lodo anaeróbio variando entre 38 e 71  $\text{mLCH}_4/\text{gSTV}$  ou

entre 80 e 220 mL CH<sub>4</sub>/gDQO<sub>aplicada</sub> (VAN HANDEEL; LETTINGA, 1994; ASTALS *et al.*, 2013).

No presente capítulo, as principais características bioquímicas do lodo produzido em um reator UASB em escala demonstração tratando esgoto doméstico real foram avaliadas periodicamente após o descarte do lodo de excesso. As características usadas nesse trabalho foram sólidos totais e totais voláteis (ST e STV), biodegradabilidade e estabilidade do lodo em diferentes alturas da manta de lodo. O objetivo principal desse experimento consistiu em analisar as relações entre as características bioquímicas do lodo e o desempenho do reator UASB em relação ao tratamento do esgoto e a produção do biogás. Essa associação tem o potencial de facilitar o gerenciamento do descarte do lodo de excesso melhorando o controle e operação das ETEs, minimizando o trabalho dispendioso que algumas análises laboratoriais requerem.

## 6.2 Metodologia

### 6.2.1 Sistema experimental em escala demonstração

O desenvolvimento desta etapa da pesquisa foi realizado no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS), um campo experimental de parceria entre a UFMG e a COPASA (Companhia de Saneamento de Minas Gerais). O CePTS está localizado dentro da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) da bacia do ribeirão Arrudas da COPASA, em Belo Horizonte, Minas Gerais. A vazão de esgotos que alimenta os vários sistemas experimentais instalados no CePTS corresponde a uma fração proveniente da linha afluenta da ETE Arrudas, após tratamento preliminar do esgoto doméstico, composto por gradeamentos e desarenadores.

O presente estudo foi realizado em um reator UASB construído em ferrocimento em escala de demonstração (Figura 17). O reator tem um formato cilíndrico, com 14 m<sup>3</sup> de volume útil, desenhado para um equivalente populacional de 280 habitantes. As principais características de construção e operação do reator utilizado na pesquisa estão resumidas na Tabela 7.

**Figura 17 - Imagem do reator UASB em escala de demonstração.**



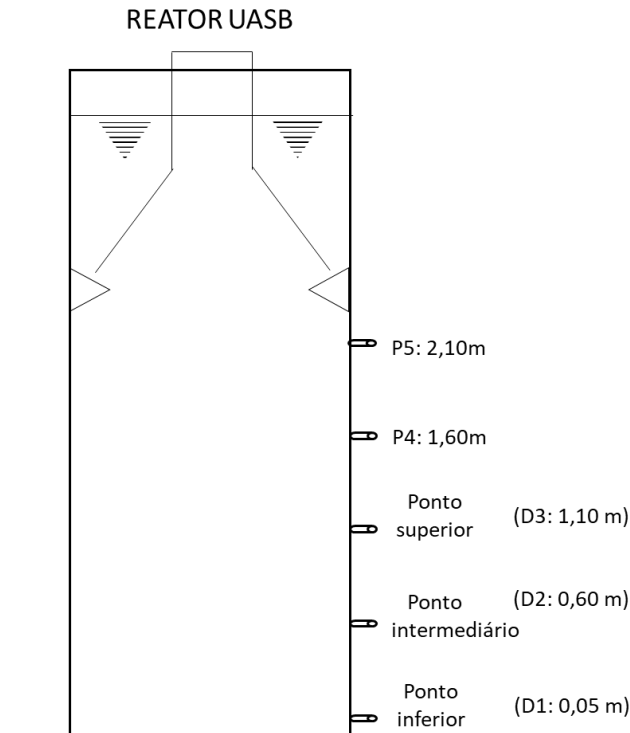
**Tabela 7 - Características do reator UASB em escala demonstração.**

<b>Características</b>	<b>Reator UASB</b>
Material de construção	Ferrocimento
Diâmetro (m)	2,0
Altura útil (m)	4,5
Volume útil (m <sup>3</sup> )	14,1
TDH médio (h)	10,0
Vazão média (m <sup>3</sup> .d-1)	33,0

### 6.2.2 Delineamento experimental

Os experimentos foram realizados por um período total de 10 meses, entre os meses de março de 2019 e janeiro de 2020. Nesse período foi realizado o acompanhamento da quantidade e caracterização de lodo no interior do reator UASB em diferentes alturas do compartimento de digestão, conforme Figura 18. Os parâmetros analisados foram sólidos totais e voláteis (ST e STV), testes de potencial bioquímico de metano (BMP) ou de estabilidade do lodo e testes de AME, os quais são descritos adiante. Na Figura 18, os pontos D1, D2 e D3 são os pontos de amostragem que foram utilizados para a caracterização do lodo (ST, STV, AME e BMP). Já os pontos P4 e P5 apenas foram monitorados para verificação da concentração de ST e STV e cálculo da quantidade total de lodo presente no reator. Para isso, o reator foi monitorado após a realização do descarte do lodo de excesso. O experimento foi realizado em duas campanhas, contemplando dois descartes de lodo no reator, durante um total de 119 e 147 dias na primeira e segunda fase experimental, respectivamente.

**Figura 18 - Esquema do reator UASB com pontos usados na amostragem experimental**



O descarte do excesso de lodo ocorreu quando a concentração de sólidos no ponto de descarte superior (ponto D3; Figura 18) chegou a 2% e/ou quando a concentração de sólidos no ponto mais elevado do compartimento de digestão (ponto P5; Figura 18) chegou a 0,5% (LOBATO *et al.*, 2018). Os descartes de lodo foram realizados no primeiro dia operacional de cada campanha, e ocorreram dias 23 de abril e 20 de agosto de 2019, ambos no ponto superior do reator, i.e. 1,10 m acima do fundo do reator, garantindo a manutenção da massa mínima de lodo necessária no interior do reator. O cálculo da massa mínima necessária foi baseado no cálculo apresentado na Tabela 8, segundo literatura (CHERNICHARO, 2007).

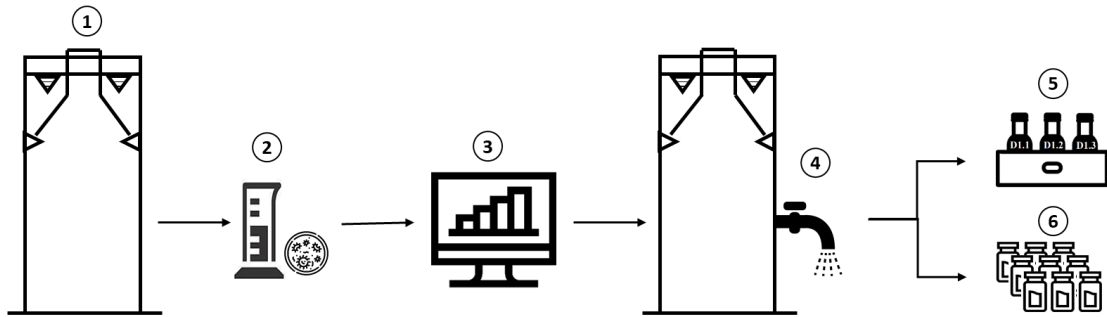
**Tabela 8 - Cálculos para determinação da massa mínima de lodo no reator**

Procedimento	Dados avaliados	Cálculo
Determinação da carga orgânica diária aplicada (CO)	Vazão afluyente e concentração de DQO afluyente	$CO = Q_{afl} \times DQO_{afl}$
Determinação da massa de lodo no reator (MT)	Análise de sólidos totais e voláteis no perfil do reator	$MT = \sum (ST_N \times V_N)$
Determinação da massa mínima necessária ao reator (M <sub>mín</sub> )	Carga orgânica aplicada, AME e relação STV/ST	$M_{mín} = \frac{CO}{AME \times STV/ST} \times$

Nota: Q<sub>afl</sub> = vazão de esgoto afluyente; DQO<sub>afl</sub> = concentração de DQO afluyente; ST<sub>N</sub> = concentração de sólidos no ponto N; V<sub>N</sub> = volume do ponto N; STV/ST = relação entre sólidos voláteis e sólidos totais no reator.

O processo experimental foi realizado conforme apresentado no esquema a seguir (Figura 19). Como pode ser visto, a partir do descarte de lodo realizado, foram coletadas amostras a cada 15 dias aproximadamente, para análise das características bioquímicas da manta de lodo nas três alturas especificadas (D1, D2 e D3; Figura 18).

**Figura 19 - Desenho esquemático do experimento**



Onde:

- ① Reator UASB
- ② Monitoramento do perfil de lodo (sólidos totais e voláteis e AME)
- ③ Definição de massa mínima e volume a ser descartado
- ④ Realização de descarte no ponto superior da zona de digestão
- ⑤ Monitoramento AME
- ⑥ Monitoramento BMP

### 6.2.3 Cálculos e procedimentos analíticos

Durante as duas campanhas de monitoramento do reator foram analisados parâmetros da fase líquida e do lodo. As características do lodo foram analisadas de acordo com o perfil de ST e STV, AME e BMP. Sobre a fração líquida foram analisados a vazão de alimentação, a concentração de matéria orgânica em termos de demanda química de oxigênio (DQO) afluente e efluente, sólidos totais efluente, temperatura e pH. Os procedimentos analíticos e a frequência de amostragem dos parâmetros monitorados estão resumidos na Tabela 9.

A análise do perfil de lodo em ST e STV contemplou toda a altura útil do reator, até o final da zona de digestão, amostrando todos os cinco pontos de coleta, considerando uma altura de até 2,10 m a partir do fundo do reator (Figura 18). Já para avaliação da

AME e do BMP na manta de lodo foram monitorados três pontos, sendo eles na zona de digestão (D1, D2 e D3), conforme a Figura 18, ou seja, a uma altura de 0,05 m para o ponto inferior, 0,60 m para o ponto intermediário e 1,10 m para o ponto superior.

**Tabela 9 - Parâmetros analíticos monitorados**

Parâmetro	Método	Frequência
Vazão afluente de esgoto	-	2x/semana
Sólidos totais efluentes	Gravimétrico	2x/semana
Temperatura e pH	Sonda multiparamétrica	1x/semana
DQO	Colorimétrico	2x/semana
Perfil de sólidos	Gravimétrico	1x/semana
AME/BMP	Abreu e Araújo (2011)	Periódica*

\*Nota: análise realizada aproximadamente de 15 em 15 dias.

#### 6.2.3.1 Cálculo da idade do lodo

A idade do lodo presente no interior do reator em cada campanha foi calculada conforme metodologia apresentada por Chernicharo (2008), onde:

$$Id_{lodo} = \frac{\text{massa de sólidos no sistema}}{\text{massa de sólidos retirada do sistema, por unidade de tempo}}$$

#### 6.2.3.2 Atividade metanogênica específica do lodo

O teste de AME foi realizado para analisar a atividade celular da comunidade microbiana presente na manta de lodo. Para isso, foi utilizado o equipamento automático da marca *BioProcess Control*, chamado AMPTS (*Automatic Methane Potential Test System*). O equipamento é composto por três unidades, conforme mostra a Figura 20.

O procedimento de análise é descrito a seguir. Frascos reacionais foram colocados em um banho de água termostática, mantido em 35°C, e em agitação constante (160 rpm). Cada frasco tinha um volume total de 500 mL e um volume útil de 400 mL, preenchidos por lodo, nutrientes e substrato, sempre atendendo a uma relação A/M de 0,5. Os testes foram montados em triplicata, em frequência aproximadamente quinzenal para as duas campanhas de monitoramento para os três pontos referentes à altura da manta de lodo (pontos D1, D2 e D3, Figura 18).

O teste foi realizado através de procedimento operacional padrão (ABREU; ARAÚJO, 2011). Dessa forma, os frascos-reatores foram incubados contendo uma solução de

nutrientes e um substrato orgânico (nesse caso utilizou-se o acetato). Além disso, foi adicionado vitaminas (extrato de leveduras) com o fim de otimizar a atividade metanogênica específica (SOUTO *et al.*, 2010). Logo após a montagem, os frascos foram lavados com nitrogênio gasoso para garantir a atmosfera anaeróbia.

Cada frasco estava conectado mediante uma mangueira até uma unidade fixadora de CO<sub>2</sub> (Unidade B, Figura 20), composta de frascos de 80 mL de solução de NaOH. Após a fixação do CO<sub>2</sub> nos frascos, o volume de metano era liberado e medido através do princípio de deslocamento de líquido, por meio de dispositivo que contém células com básculas que se movimentam ao receber o volume de gás e emitem um pulso a cada 10 mL de metano produzido (Unidade C, Figura 20). Um *software* integrado ao equipamento registrou e analisou os dados em intervalos mínimos de 15 minutos.

**Figura 20 - Imagem do aparato experimental automatizado usado para o teste de AME (AMPTS II).**



Unidade A

Unidade B

Unidade C

### 6.2.3.3 Estabilidade do lodo

A estabilidade do lodo foi realizada através do protocolo de teste de potencial bioquímico de metano (BMP) (HOLLIGER *et al.*, 2016). Esse procedimento é similar ao teste AME, porém sem a adição do substrato orgânico e solução de nutrientes aos frascos reacionais. Assim, avalia-se a produção de metano especificamente relacionada à matéria orgânica presente no lodo.

Os frascos reacionais tinham 250 mL de volume total e 175 mL de volume útil. Os frascos foram mantidos em temperatura ambiente (15-29 °C) e com agitação manual periódica e sempre antes do momento da avaliação do biogás. Os testes foram montados em triplicata aproximadamente a cada 15 dias durante as duas campanhas de monitoramento para os pontos inferior, intermediário e superior da manta de lodo (pontos D1, D2 e D3).

Após adicionar o lodo, os frascos foram vedados e lavados com nitrogênio gasoso para garantir a atmosfera anaeróbia. A quantificação do volume de biogás produzido foi medida em seringas esmerilhadas de 20 mL de volume. Para verificação do percentual de metano presente, o biogás coletado foi analisado via cromatografia gasosa (Cromatógrafo *Perkin Elmer*), com detector de TCD, fluxo de 40 mL/min, utilizando hélio como gás de arraste e coluna empacotada *Carbowax*.

O teste foi finalizado após seis medições de produção diária de metano menor que 1% do total acumulado (HOLLIGER *et al.*, 2016). Os resultados foram expressos em relação à produção volumétrica de metano por grama de STV de lodo adicionado em cada frasco acumulada durante o tempo de incubação, conforme a Equação 1:

$$Q_{CH_4} = \frac{V_{CH_4}}{V_{inc} \times C_{lodo}} \quad (1)$$

Onde:

$Q_{CH_4}$  = produção de metano (mL<sub>CH<sub>4</sub></sub>/g STV)

$V_{inc}$  = volume de lodo incubado (mL)

$C_{lodo}$  = concentração de lodo no ponto analisado (g STV/L)

$V_{CH_4}$  = volume acumulado de metano produzido (mL)

Os resultados também foram expressos em relação à taxa cinética (k). Nesse sentido, a taxa cinética de produção de metano nos testes BMP foi assumida supondo um modelo de primeira ordem, associado à cinética de Monod (HUSSAIN; DUBEY, 2015). Dessa forma, o k foi calculado para expressar a cinética de reação usando o Excel para todos os testes BMP, segundo a equação a seguir (Equação 2).

$$P = P_0 \times (1 - \exp^{-k.t}) \quad (2)$$

Onde:

$P$  = produção específica de metano estimada ( $\text{mL}_{\text{CH}_4}/\text{g STV}$ )

$P_0$  = produção específica de metano observada ( $\text{mL}_{\text{CH}_4}/\text{g STV}$ )

$k$  = taxa cinética de produção de metano ( $\text{dia}^{-1}$ )

$t$  = tempo (dia)

Os resultados também foram apresentados como coeficiente de produção e coeficiente de estabilidade a partir do monitoramento realizado. O coeficiente de produção expressa a produção de metano experimental obtida em relação à produção de metano teórica. Para isso foi adotada uma relação de STV e DQO de 1 gSTV igual a 1,46 gDQO (AQUINO *et al.*, 2008). De maneira indireta, esse coeficiente indica a matéria orgânica ativa e passível de ser degradada no lodo do reator. Ou seja, quanto maior o valor do coeficiente de produção, mais ativo está o lodo naquele determinado momento e ponto da manta de lodo do reator. O coeficiente de produção também é comumente chamado na literatura como biodegradabilidade do substrato (MOTTET *et al.*, 2010). Já o coeficiente de estabilidade é o contrário do coeficiente de produção. Todas as equações estão descritas na Tabela 10.

**Tabela 10 - Procedimentos e cálculos para determinação do coeficiente de produção de metano e coeficiente de estabilidade**

Procedimento	Dados utilizados	Cálculo
Determinação da massa de lodo presente em cada frasco incubado com lodo ( $m_{\text{lodo}}$ )	Concentração de STV do ponto analisado e volume de lodo incubado	$m_{\text{lodo}} = C_{\text{STV}} \times V_{\text{lodo}}$
Determinação da quantidade de DQO presente em cada frasco incubado com lodo ( $g_{\text{DQO}}$ )	Massa de lodo e $K_{\text{conversão STV-DQO}}$	$g_{\text{DQO}} = m_{\text{lodo}} \times K_{\text{conv}}$
Determinação do potencial teórico de metano produzido em cada frasco incubado com lodo ( $Q_{\text{CH}_4-t}$ )	Massa de DQO e fator de correção para a temperatura operacional do reator [ $f(t)$ ]	$f(t) = \frac{P \times K_{\text{DQO}}}{R \times (273 + T)}$ $Q_{\text{CH}_4-T} = \frac{g_{\text{DQO}}}{f(t)} \times f_{(\text{DQO}_{\text{CH}_4})}$
Coeficiente de produção de metano ( $C_P$ )	Produção de metano e produção teórica de metano	$C_P = \frac{Q_{\text{CH}_4}}{Q_{\text{CH}_4-t}}$
Coeficiente de estabilidade ( $C_E$ )	Coeficiente de produção de metano	$C_P = 1 - C_E$

Nota:  $m_{\text{lodo}}$  = massa de lodo (gSTV);  $C_{\text{STV}}$  = concentração de STV presente no lodo;  $g_{\text{DQO}}$  = massa de DQO no lodo (gDQO);  $V_{\text{lodo}}$  = volume de lodo incubado;  $K_{\text{conv}}$  = fator de conversão de STV para DQO, de 1,46 gDQO/gSTV;  $f(t)$  = fator de correção para a temperatura operacional do reator;  $P$  = pressão atmosférica (atm);  $K_{\text{DQO}}$  = DQO correspondente a 1 mol de  $\text{CH}_4$  (64 gDQO/mol);  $R$  = constante dos gases (0,08206 atmL/mol.K);  $T$  = temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ );  $Q_{\text{CH}_4-T}$  = produção de metano teórica;  $f_{(\text{DQO}_{\text{CH}_4})}$  = fração da DQO afluyente transformada em metano presente no biogás, 24,6% (SOUZA, 2010).

#### 6.2.4 Análise estatística

Primeiramente, estatística descritiva foi usada para identificação de *outliers*, a partir do método interquartil, para identificação de valores que representassem erros de análises laboratoriais ou falhas do monitoramento em campo, juntamente com a verificação de anormalidades ocorridas durante a montagem e ou monitoramento dos experimentos.

Posteriormente, para avaliações que contemplam a utilização de testes de hipóteses, foi escolhido o teste ANOVA para comparação de múltiplas amostras e para determinar diferenças entre grupos de dados. Já o teste de *Tukey* foi usado para identificar diferenças entre médias de valores. Foram utilizados os softwares *Statistica 8.0*<sup>®</sup> e *Microsoft Excel 2010*<sup>®</sup> para realização das análises estatísticas.

### 6.3 Resultados e discussão

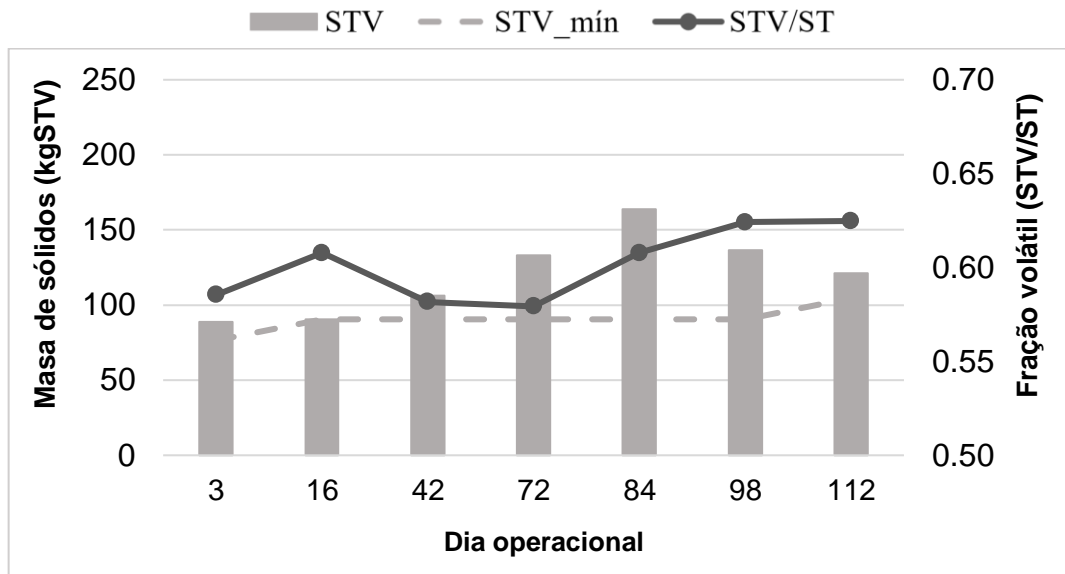
#### 6.3.1 Monitoramento da massa de lodo

Os valores de monitoramento da massa de sólidos presentes no reator, amostrada ao longo de todo o volume, durante a evolução da primeira e segunda campanha estão apresentados na Figura 21. No início da primeira campanha, a massa mínima de lodo necessária ao reator foi de 76 kgSTV (Figura 21a), com concentração afluente de 550 mgDQO/L e vazão afluente de 28 m<sup>3</sup> esgoto/dia. Logo após o primeiro descarte realizado, quando foi retirado todo o lodo presente acima da altura de 1,10 m no reator (ponto superior da zona de digestão, D3, Figura 18) manteve-se no interior do reator uma massa de 89 kgSTV, ou seja, garantindo a massa mínima necessária para o bom desempenho do mesmo, apesar de bem próximo ao limite. Ao longo do monitoramento da primeira campanha foram realizadas um total de 6 coletas, sendo a última delas realizada 112 dias operacionais após o descarte de lodo.

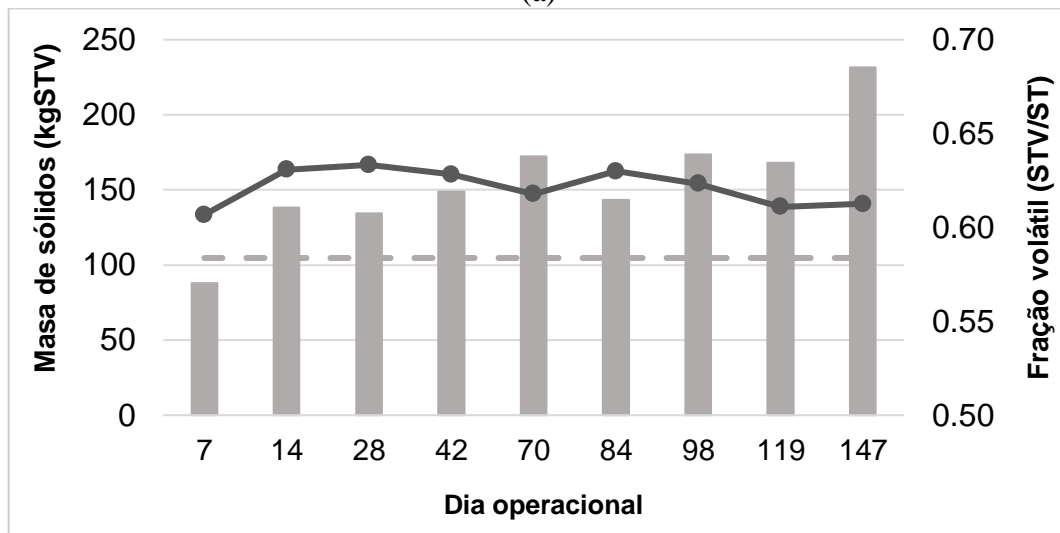
Da mesma forma, para o início da segunda campanha de monitoramento, calculou-se os valores de massa mínima e promoveu-se novo descarte de lodo. Foram encontrados os valores de massa mínima de 105 kgSTV, com uma concentração afluente de 550 mgDQO/L e vazão afluente de 38 m<sup>3</sup> esgoto/dia. Contudo, nesse caso, a massa mantida no reator ao início foi ligeiramente menor a massa mínima calculada para a campanha, com valores de 88 kgSTV. Porém, como pode ser observado, após

14 dias operacionais os valores já superavam o mínimo necessário, com 138 kgSTV (Figura 21b). Ao longo do monitoramento da segunda campanha foram realizadas um total de 7 coletas, sendo a última delas realizada 147 dias operacionais após o descarte de lodo.

**Figura 21 - Massa de sólidos totais e voláteis no reator e relação STV/ST ao longo do tempo durante o monitoramento na campanha 1 (a) e campanha 2 (b)**



(a)

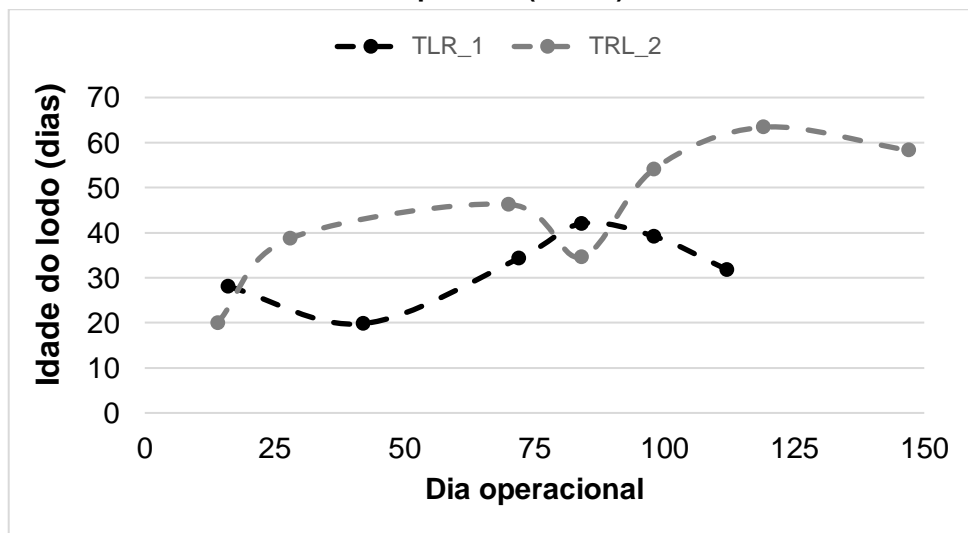


(b)

### 6.3.2 Monitoramento da idade do lodo

Em relação à idade do lodo (TRL), a literatura recomenda valores de TRL preferencialmente acima 30 dias (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994; CHERNICHARO, 2007; CHERNICHARO *et al.*, 2018a). Para a primeira campanha, a idade do lodo (TRL) chegou ao valor de 28 dias após 15 dias de monitoramento e, somente após 70 dias operacionais, chegou ao valor de 34 dias (Figura 22a). Já na segunda campanha de monitoramento, passados 14 dias após o descarte de lodo a TRL era de 20 dias e a idade do lodo de 30 dias foi alcançada após cerca de 25 dias operacionais após o descarte de lodo (Figura 22b). O aumento do TRL durante a operação do reator UASB é uma consequência do aumento na concentração da biomassa na manta de lodo (LEE; LI; NOIKE, 2010).

**Figura 22 - Idade do lodo ao longo do tempo nos pontos avaliados na campanha 1 (TRL\_1) e campanha 2 (TRL\_2)**



Não obstante, outras referências indicaram como satisfatório uma idade do lodo entre 15 e 30 dias em estudos considerando o tratamento de resíduos em reatores anaeróbios operando em condições mesofílicas (MAO *et al.*, 2015). Outros estudos também indicaram estabilidade em reatores em escala industrial operados com um TRL entre 26 e 42 dias e em temperatura ambiente entre 18 e 22 °C (HALALSHEH *et al.*, 2005a).

Adicionalmente, se considerou que um TRL de 8 a 10 dias já pode indicar uma digestão anaeróbia estável, mas que um TRL ideal acima de 10 dias é necessário para que toda a matéria orgânica do lodo seja significativamente reduzida e que a curva da produção específica de biogás se estabilize (APPELS *et al.*, 2008). Assim, o TRL deve ser superior a um valor mínimo para manter a capacidade de conversão da matéria orgânica a metano e a duplicação celular (APPELS *et al.*, 2008; CHERNICHARO *et al.*, 2018a). Quando o TRL é curto (i.e. < 5 dias), pode levar à eliminação de microrganismos ativos, especialmente de organismos metanogênicos, devido ao acúmulo de ácidos orgânicos, o que prejudicará o desempenho do digestor (CARBALLA, REGUEIRO, LEMA, 2015; APPELS *et al.*, 2008).

Adicionalmente, durante a primeira campanha foi observado um aumento na vazão afluente ao reator (de 28 a 33 m<sup>3</sup>/dia) em função de problemas operacionais nas bombas de regulação da vazão afluente aos reatores (dia 100). Nesse período a quantidade de lodo presente diminuiu (Figura 22a), o que pode ter sido provocado pela lavagem do lodo em função do aumento da velocidade ascensional. Houve ainda nesse período uma maior carga orgânica, levando também a um aumento na produção diária de lodo e uma diminuição no TRL para um valor médio de 36 dias até o final do experimento, em 112 dias.

Outra relação que indica as características do lodo presente no reator anaeróbio é a relação TRL/TDH. Estudos prévios indicaram que tal relação deveria estar entre 100 e 300, considerando um TDH entre 4 e 8 h (VAN HANDEEL *et al.*, 2015). Neste trabalho, 70 dias operacionais após o descarte alcançou-se uma relação TRL/TDH de 80 e 125, para a primeira e segunda campanha, respectivamente. Os valores abaixo do reportado podem ser explicados pelo maior TDH neste experimento (i.e. 11 e 9 h, na primeira e segunda campanha, respectivamente).

Nesse trabalho, a segunda campanha foi mais longa em relação à primeira para poder avaliar um possível maior acúmulo de lodo e suas consequências. Contudo, 147 dias após o descarte de lodo, a TRL ainda estava relativamente dentro de uma faixa ótima (58 dias), assim como a relação TRL/TDH (157). Tais valores ainda foram muito próximos aos encontrados em torno de cem dias operacionais após o descarte de lodo até o final do monitoramento. Era esperado que a medida em que a operação se

aproximasse das condições de estado estacionário, a taxa de crescimento de lodo fosse diminuída (HALALSHEH *et al.*, 2010). Dessa forma, os resultados obtidos sugerem que o acúmulo de lodo, mesmo após cerca de cem dias de um descarte, não provocou um aumento considerável na TRL. Considerando que a TRL é calculada pela relação da massa de sólidos presente pela quantidade de sólidos que deixam o reator, entende-se que o aumento da altura do leito de lodo contribui para a perda de sólidos no sistema, uma vez que começa a perder biomassa junto com os sólidos pela lavagem do lodo, o que pode diminuir a TRL (VAN HANDEEL *et al.*, 2015). Assim, segundo os dados obtidos, mostram que o reator operou em estabilidade até cerca de 150 dias sem descarte de lodo, sem, contudo, apresentar melhoria na estabilidade do lodo passados 120 dias. Isso é interessante já que sugere que não haveria a necessidade de se operar o reator em uma condição próxima à massa máxima em seu interior, o que pode ainda ocasionar prejuízos à qualidade do efluente final.

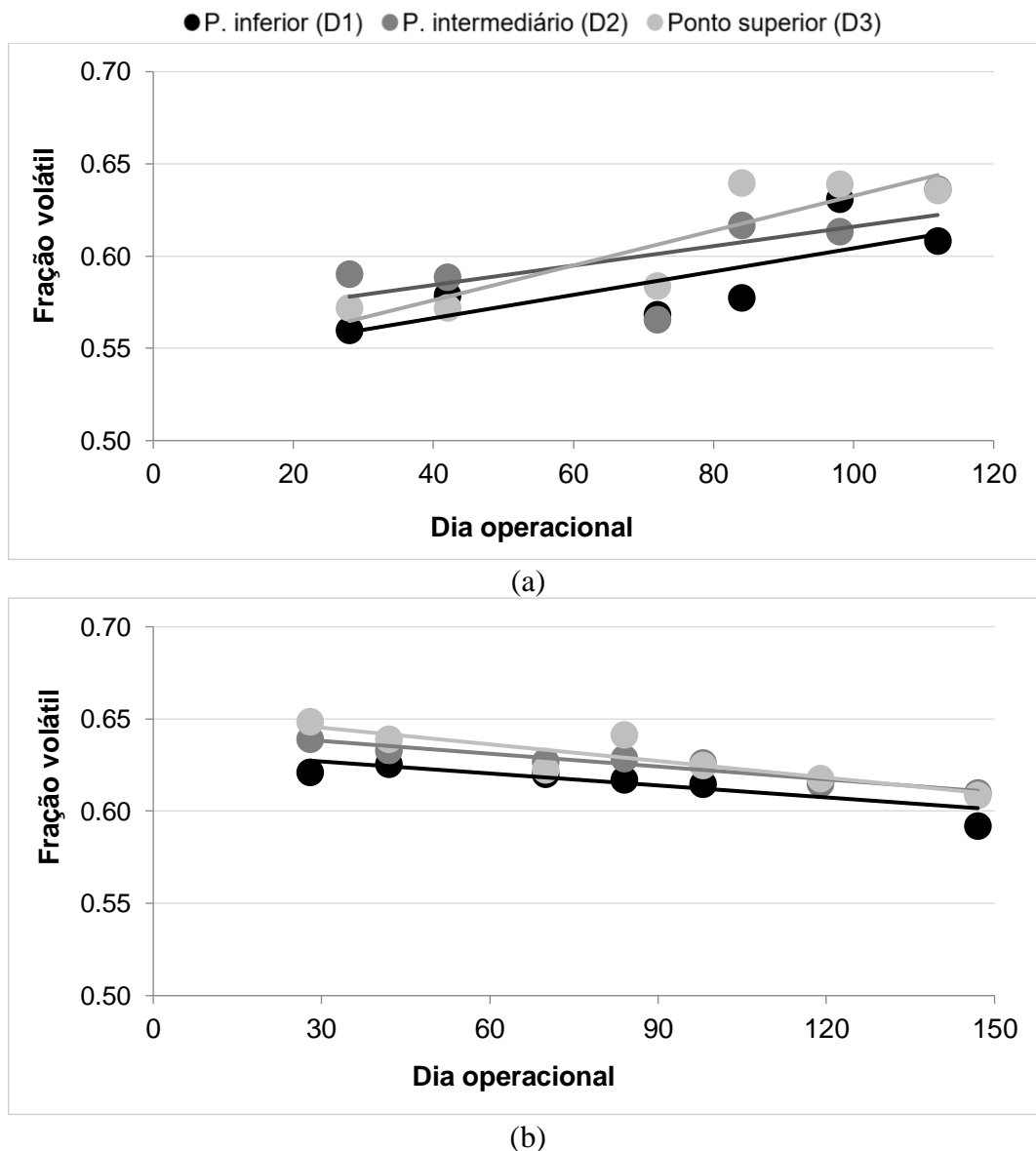
### 6.3.3 Monitoramento da relação STV/ST

Outro parâmetro importante para indicar as características do lodo é a relação STV/ST, que complementa o entendimento do TRL. A relação STV/ST apresentou médias de 0,60 ( $\pm 0,03$ ) e 0,62 ( $\pm 0,01$ ) para a primeira e segunda campanhas, respectivamente. Essa relação indica a proporção de material orgânico presente no lodo, ou seja, uma maior relação STV/ST indica uma maior porcentagem de matéria orgânica que ainda poderia ser convertida a biogás ou uma maior quantidade de microrganismos ativos no lodo (GHANGREKAR; ASOLEKAR; JOSHI, 2005). Para lodos de reatores UASB tratando esgoto doméstico é comum encontrar valores da relação STV/ST em torno de 0,60 (CHERNICHARO, 2007). Em geral, a relação STV/ST para lodo granular é relatada entre 0,60 e 0,85 (VAN HAANDEL, LETTINGA, 1994; GHANGREKAR; ASOLEKAR; JOSHI, 2005). A variação da relação STV/ST indica uma mudança nas características da comunidade microbiana (BALIN, RAMAN, 2011).

Hipoteticamente, era esperado um decaimento da relação STV/ST ao longo dos 110-150 dias de operação do reator UASB, devido a um decaimento da biodegradabilidade da matéria orgânica e uma estabilidade do lodo no interior do reator, indicando a necessidade de descartar o excesso. O decaimento não foi observado na primeira campanha dessa pesquisa, que manteve a relação STV/ST entre 0,56-0,64 em todos

os dias monitorados, indicando uma tendência de aumento (Figura 23a). Na segunda campanha, onde a relação STV/ST se manteve entre 0,59-0,65 houve uma estabilidade da biodegradabilidade (Figura 23b). Um estudo prévio relatou a diminuição da relação STV/ST quando houve aumento da TRL de 4 para 90 (LEE, LI, NOIKE, 2010). Neste trabalho o sutil aumento da relação STV/ST na primeira campanha pode ter ocorrido em função da TRL de operação, que foi menor que o valor indicado como satisfatório (30 dias) durante grande parte do período monitorado. Um aumento da relação STV/ST de 0,58 para 0,65 foi percebido por Halalsesh *et al.* (2005a), operando um reator UASB ao longo de um ano sob alimentação contínua e sem descartes de lodo, e TRL entre 137 e 186.

**Figura 23 - Relação STV/ST ao longo do tempo nos pontos avaliados na campanha 1 (a) e campanha 2 (b)**



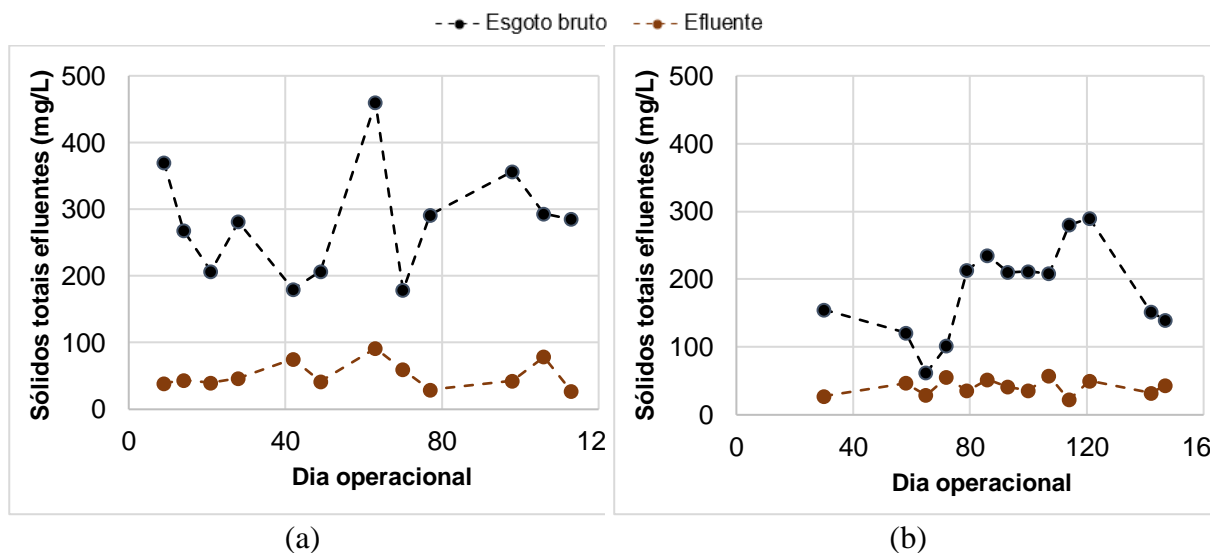
Embora as variações de fração volátil sejam sutis, percebeu-se diferença estatística significativa em todos os pontos avaliados em relação à altura da manta de lodo (D1, D2 e D3) ao longo do tempo após o descarte, sobretudo ao se comparar os lodos de início e final do experimento.

De maneira geral, os resultados dos sólidos presentes no lodo expressos em STV/ST, TRL e TRL/TDH indicaram que o reator UASB operou durante um considerável tempo (~ 150 dias) em condições satisfatórias sem descarte do lodo em excesso.

#### 6.3.4 Monitoramento do desempenho do reator

Para fins de monitoramento de desempenho durante as campanhas realizadas, o reator também foi avaliado em relação à eficiência de remoção de DQO e à presença de sólidos totais no efluente. A eficiência média de remoção de DQO foi de 63% e 55%, na primeira e segunda campanha, respectivamente. A concentração de DQO afluente foi de 498 e 417 mg/L, respectivamente, na primeira e segunda campanha. Já em relação aos sólidos totais no efluente, apresentou média de 51 mg/L e 40 mg/L, na primeira e segunda campanha, respectivamente (Figura 24).

**Figura 24 - Sólidos totais efluentes ao longo do tempo nos pontos avaliados na campanha 1 (a) e campanha 2 (b)**



### 6.3.5 Atividade metanogênica específica (AME)

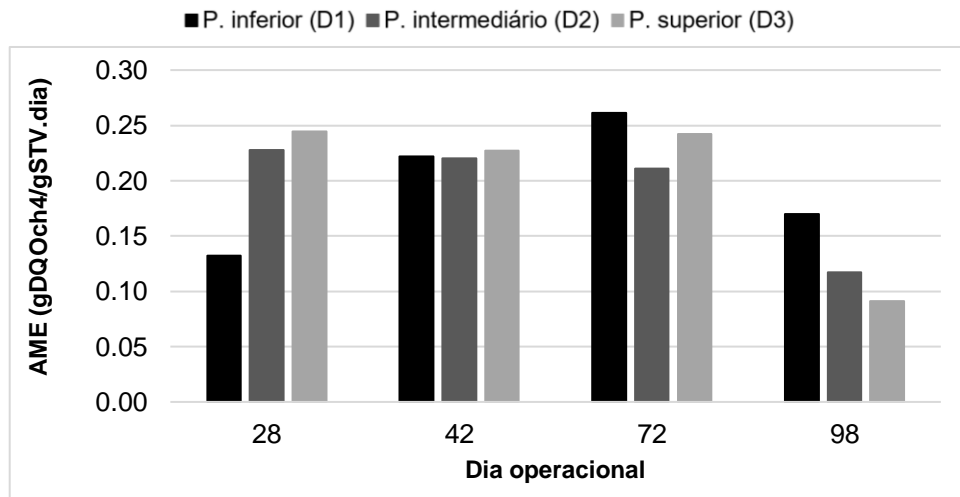
O teste de AME foi realizado para determinar a capacidade de produção de metano dos microrganismos ativos no lodo em degradar um substrato específico em concentração necessária para que a disponibilidade do substrato não seja um fator limitante (HUSSAIN; DUBEY 2013). Assim, ao se comparar amostras do lodo em pontos diferentes e em períodos diferentes, seria possível caracterizar o mesmo, bem como as condições ótimas de operação e desempenho.

Os resultados de AME das duas campanhas estão apresentados na Figura 25. Em modo geral, percebeu-se que nas duas campanhas o ponto amostrado com menor média de AME foi o ponto intermediário (D2), com um valor de 0,19 gCH<sub>4</sub>/gSTV.dia e 0,20 gCH<sub>4</sub>/gSTV.dia, para as campanhas 1 e 2, respectivamente. Os pontos inferior e superior apresentaram o mesmo valor nas duas campanhas, com média de 0,20 gCH<sub>4</sub>/gSTV.dia e 0,23 g CH<sub>4</sub>/gSTV.dia, para as campanhas 1 e 2, respectivamente. Esses resultados mostram que não houve diferenças estatísticas significativas entre os valores médios de AME, indicando que não houve uma diferença de maior ou menor atividade microbológica em relação à altura da manta de lodo. A literatura reporta um valor de AME para lodo de esgoto em reator UASB variando de 0,01 a 0,32 gCH<sub>4</sub>/gSTV.dia (VAN HANDEEL; LETTINGA, 1994; PUÑAL *et al.*, 2000; KALOGO; MBOUCHE; VERSTRAERTE, 2001). Como pode ser percebida, a faixa reportada tem alta variabilidade devido a muitos parâmetros, como condições operacionais, fatores climáticos e características do esgoto afluente (AQUINO *et al.*, 2007; HUSSAIN; DUBEY, 2015). Entretanto, o valor reportado pelo estudo mostra-se dentro do esperado e em um valor alto, indicando uma boa capacidade de degradar o substrato.

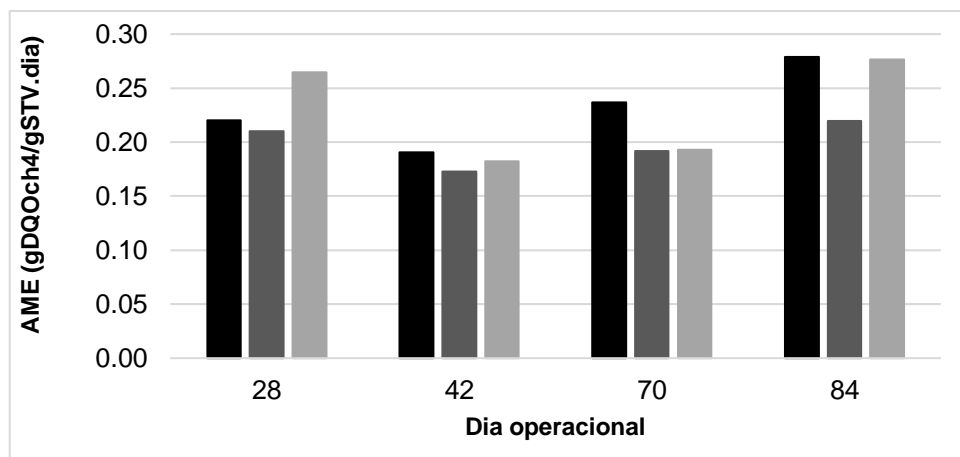
Em relação ao tempo de operação, durante a primeira campanha só foi observada uma redução da AME próximo ao 100º dia operacional, com uma redução maior no ponto superior (D3) (Figura 25a). Essa redução é esperada, já que a atividade da comunidade microbiana no reator tende a diminuir com o tempo de operação. Não obstante, durante a primeira campanha houve um aumento na vazão afluente neste mesmo período, o que também pode explicar essa diminuição na AME em decorrência de uma perda de biomassa metanogênica.

Já durante a segunda campanha, os valores de AME se mostraram estáveis ao menos até o dia operacional 84 (Figura 25b). Infelizmente, não foi possível monitorar a AME posteriormente por dificuldades de operação do aparato experimental.

**Figura 25 - Atividade metanogênica específica na campanha 1 (a) e campanha 2 (b)**



(a)



(b)

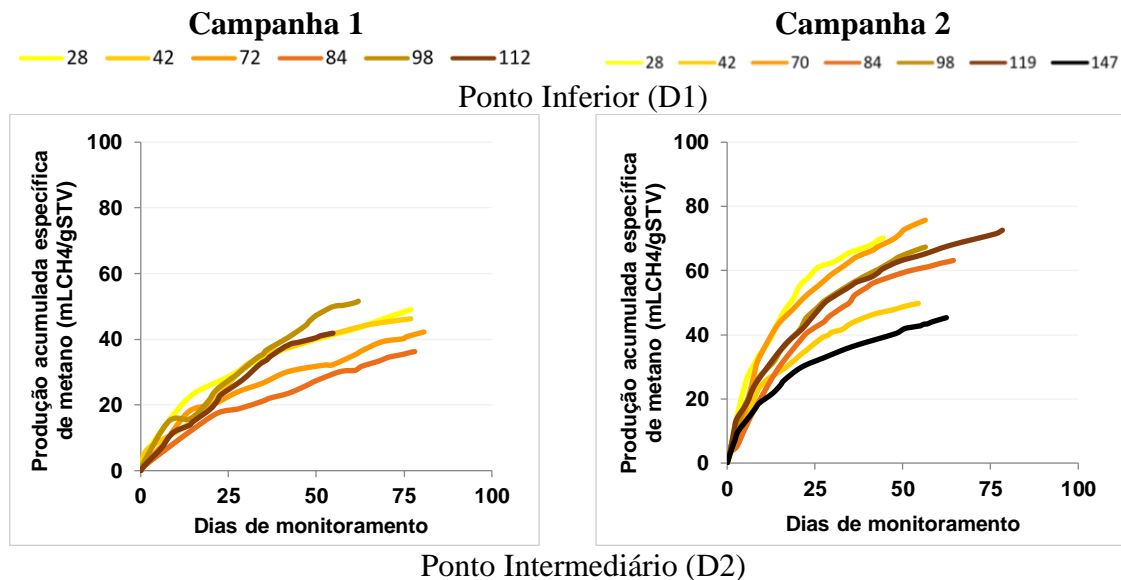
Nota-se que a segunda campanha apresentou valores ligeiramente superiores, apesar de não apresentarem diferenças significativas, para a AME quando comparados à primeira campanha. Essa pequena diferença pode ser explicada por uma expansão do leito de lodo, provocada pelo aumento da vazão afluente ao reator. Essa expansão pode ter contribuído para um maior contato entre a biomassa ativa no lodo e o substrato, eliminando zonas mortas e caminhos preferenciais, além de possibilitar um aumento na taxa de crescimento de microrganismos.

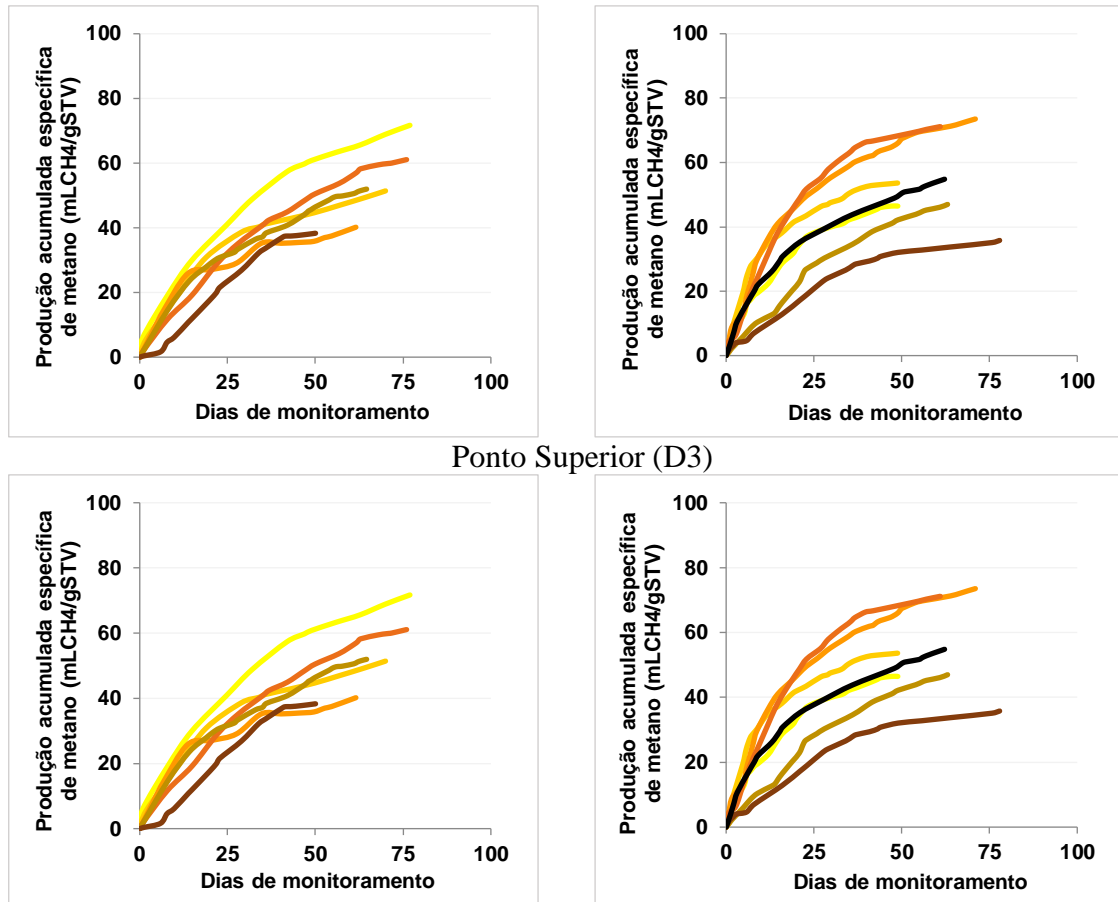
Finalmente, os valores obtidos mostraram que o lodo apresentou resultados de AME dentro do reportado em literatura e que não respondeu à instabilidade provocada pela variação hidráulica do reator. Uma mudança na atividade do lodo pode indicar uma inibição ou o acúmulo de substrato orgânico lentamente degradável ou mesmo não biodegradável (HUSSAIN; DUBEY, 2015). Nesse sentido, o lodo apresentou constante e ótima atividade metanogênica mesmo após longo período de operação sem descarte.

### 6.3.6 Estabilidade do lodo

A estabilidade do lodo foi avaliada pelo teste de BMP e representada pela curva de produção acumulada específica de metano. Os resultados foram expressos em termos da produção de metano (Figura 26) e taxa cinética de degradação (k) (Tabela 11). Esses resultados serão analisados em relação à evolução do tempo de monitoramento do reator UASB e em relação à altura da manta de lodo nos pontos amostrados.

**Figura 26 - Produção acumulada específica de metano nas campanhas 1 e 2, para os pontos inferior, intermediário e superior (D1, D2 e D3) da manta de lodo do reator UASB**





**Tabela 11 - Taxa cinética (dia-1) da degradação de metano nas campanhas 1 e 2**

Campanha 1				Campanha 2			
Dia operacional	Pontos			Dia operacional	Pontos		
	D1	D2	D3		D1	D2	D3
28	0,036	0,032	0,028	28	0,069	0,057	0,078
42	0,029	0,045	0,050	42	0,056	0,094	0,089
72	0,027	0,066	0,023	70	0,053	0,051	0,022
84	0,017	0,021	0,017	84	0,037	0,047	0,040
98	0,016	0,031	0,034	98	0,016	0,031	0,034
112	0,017	0,006	0,021	119	0,044	0,030	0,059
				147	0,053	0,051	0,049

Em relação à taxa cinética  $k$ , pôde-se perceber uma tendência similar em todas as alturas de diminuição ao longo da operação após o descarte (D1, D2 e D3). Esse resultado sugere que o lodo no interior do reator vai se estabilizando com o tempo de operação, levando a uma menor taxa de degradação. Em relação à altura da manta de lodo, os valores de  $k$  foram menores no ponto D1, comparado aos pontos D2 e D3, em ambas as campanhas. Esse resultado também se mostrou como esperado e

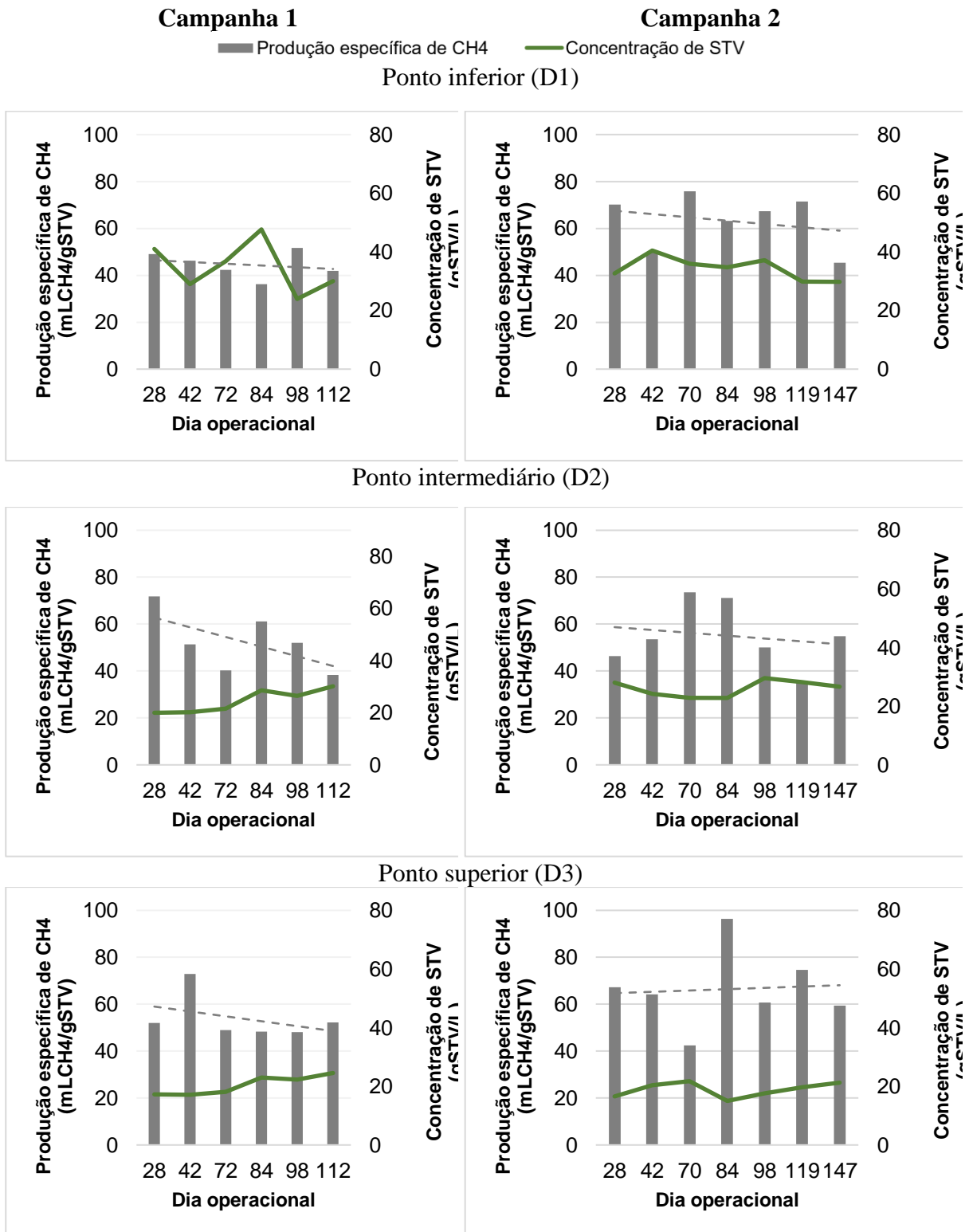
sugere que o lodo em uma altura mais baixa do reator tem um menor contato entre biomassa e matéria orgânica.

Por outro lado, nos pontos D2 e D3 foi observada uma tendência similar de aumento da taxa da reação logo após o descarte e, com o passar do tempo, um decréscimo da mesma. Na segunda campanha, o aumento de  $k$  foi mais expressivo por volta do 100º dia, também quando houve um aumento na quantidade de sólidos e AME como discutido anteriormente (Figura 25b). Dessa forma, o aumento de  $k$  esteve associado a uma maior quantidade de biomassa ativa no reator.

Em geral, os valores de  $k$  na segunda campanha foram significativamente superiores às da primeira, indicando ter sido um lodo mais ativo. Como comentado no item 6.3.1, houve um aumento de vazão e de carga orgânica afluyente nesse período, o que pode ter representado uma maior disponibilidade de carga orgânica (relação A/M) e de sólidos em suspensão (LEITÃO *et al.*, 2011). Além de uma maior carga orgânica afluyente, a maior taxa de reação pode ocorrer devido a uma maior degradação da biomassa do lodo em si. A biodegradabilidade do lodo em um reator pode variar significativamente, sendo afetada por fatores como parâmetros operacionais do tratamento e pelas características orgânicas e inorgânicas do esgoto afluyente (GAO *et al.*, 2021).

A estabilidade do lodo também pode ser analisada ao avaliar a produção específica de metano (Figura 27 e Tabela 12). Na Figura 27 a linha tracejada representa uma linha de tendência linear e, a partir dela, é possível perceber que todos os pontos apresentaram, nas duas campanhas, comportamento semelhante, com tendência de aumento. A média da produção de metano foi 45-54 mLCH<sub>4</sub>/gSTV e 55-66 mLCH<sub>4</sub>/gSTV nos diferentes pontos do reator, para a primeira e segunda campanha, respectivamente. Estudos prévios indicaram uma produção específica de metano para lodo anaeróbio em reatores UASB variando de 38 a 71 mLCH<sub>4</sub>/gSTV (VAN HANDEEL; LETTINGA, 1994). Dessa forma, pode-se perceber que os valores obtidos estão em concordância com trabalhos anteriores.

**Figura 27 - Produção específica final acumulada de metano e concentração de sólidos totais voláteis nas campanhas 1 e 2, para os pontos inferior, intermediário e superior (D1, D2 e D3) da manta de lodo do reator UASB**



**Tabela 12 - Produção específica final acumulada de metano nos pontos avaliados nas duas campanhas nos testes BMP (mLCH<sub>4</sub>/g STV)**

Campanha 1				Campanha 2			
Dia operacional	Pontos			Dia operacional	Pontos		
	D1	D2	D3		D1	D2	D3
28	49	72	52	28	70	46	67
42	46	51	73	42	50	54	64
72	42	40	49	70	76	74	42
84	36	61	48	84	63	71	96
98	52	52	48	98	67	50	61
112	42	38	52	119	71	36	75
				147	45	55	59
<b>Média</b>	<b>45</b>	<b>52</b>	<b>54</b>	<b>Média</b>	<b>63</b>	<b>55</b>	<b>66</b>

Na primeira campanha o ponto inferior (D1) foi o que apresentou uma menor média de produção específica de metano (45 mLCH<sub>4</sub>/gSTV), provavelmente devido a uma maior concentração de sólidos nesse ponto (60 gST/L) em comparação ao ponto superior (29 gST/L), o que pode ter limitado a condição hidráulica e de mistura neste ponto. Não obstante, cabe ressaltar que a concentração máxima de lodo nem sempre ocorrerá no fundo do reator. A carga hidráulica e a produção de gás podem levar a uma modificação no perfil de leito de lodo e uma camada menos densa pode ser formada em região acima do fundo do reator (KHAN, MEROTHA, KAZMI, 2015). Essa dinâmica pode explicar as variações nas características do leito de lodo ao longo da operação.

Já na segunda campanha, a menor média de produção específica foi verificada no ponto intermediário (D2). Essa diferença pode ser explicada pelo aumento da vazão afluyente (de 30 para 38 m<sup>3</sup>/dia), que caracteriza uma diminuição do TDH e um aumento da velocidade ascensional e, portanto, uma diminuição da sedimentabilidade e uma expansão do leito de lodo (LEITÃO *et al.*, 2011). A mistura no interior do reator pode diminuir a limitação do contato entre biomassa ativa do lodo e o substrato através de duas formas: pela expansão do leito do lodo, que também permite eliminar zonas mortas e caminhos preferenciais ou, pelo aumento do transporte do substrato, para além da simples difusão na biomassa ativa (DAS; CHAUDHARI, 2009). Assim, pressupõe-se que pode ter acontecido uma transição do lodo presente no ponto inferior (D1) para o ponto intermediário (D2), considerando que a expansão também retira biomassa inerte e sólidos não biodegradáveis do leito de lodo. Além disso,

permite o desenvolvimento e modificação da biomassa presente no ponto inferior, justificando uma maior biodegradabilidade do lodo quando comparado ao ponto intermediário.

Teoricamente, a condição ideal de mistura biológica no reator UASB está entre um reator do tipo fluxo em pistão e um reator de mistura contínua (DAS; CHAUDHARI, 2015). Contudo, os resultados obtidos nessa pesquisa mostram como a extensão da mistura no reator pode levar a variações nas características do lodo ao longo da altura do reator, ainda que apresentem concentração de biomassa semelhante.

Ademais, a difusão do substrato na superfície da biomassa pode ser obtida pelo grau de homogeneização do lodo e pelo contato entre líquido (esgoto) e sólido (lodo). Assim, a presença de pequenas bolhas de gás na superfície da biomassa do lodo pode reduzir a difusão do substrato. A mistura facilita a liberação do gás produzido no reator, promovendo turbulências, retirando-o da superfície do lodo (DAS; CHAUDHARI, 2015). Em geral, a velocidade ascensional e a produção de gás provocam a mistura nos reatores (DAS; CHAUDHARI, 2015). Assim, entende-se que, na primeira campanha, ocorreu uma menor mistura biológica no ponto inferior, devido às condições hidráulicas e de mistura limitadas e, com isso, foi menor o acesso dos microrganismos ao substrato nesse ponto, sendo então um lodo mais estável.

Em literatura prévia foi encontrada uma maior biodegradabilidade do lodo nos pontos inferior e superior de um reator UASB tratando esgoto (DAS; CHAUDHARI, 2015). Um estudo mostrou que 60% do substrato disponível foi removido na região inferior do reator (relativa a 1/4 da altura do reator), onde concentra-se cerca de 80% da biomassa. Ademais, cerca de 60% da biomassa ativa estava presente em altura relativa a 25% da altura total do reator (GOMEZ *et al.*, 2013).

Em casos de substratos diluídos, como é o esgoto doméstico, pode-se diminuir a fração de degradação do substrato na zona inferior, para valores da ordem de até 40% de remoção. Ademais, pode haver um maior coeficiente de produção de metano no ponto superior devido à DQO em suspensão se converter a DQO solúvel ao longo da altura e, nesta região, ser finalmente removida (DAS; CHAUDHARI, 2015). Outros estudos também reportaram uma menor eficiência de remoção em reatores UASB

tratando águas residuárias diluídas devido à menor remoção de matéria orgânica em suspensão (RUIZ *et al.*, 2008; DAS; CHAUDHARI, 2009; AIYUK *et al.*, 2010).

A maior produção específica de metano foi observada no ponto superior D3 nas duas campanhas (54 e 66 mLCH<sub>4</sub>/gSTV). Isso é esperado devido à menor concentração de lodo na manta superior e, por isso, à uma maior facilidade da difusão do substrato na biomassa. Os valores das concentrações de lodo na segunda campanha estiveram bem próximos aos encontrados na primeira. No entanto, é possível notar que as diferenças entre os pontos de altura da manta de lodo encontrados foram mais baixas e que houve uma alta biodegradabilidade do lodo quando comparado com estudos anteriores. Mesmo no final da operação do reator (dia 112 e dia 147 para as campanhas 1 e 2, respectivamente), a biodegradabilidade observada indica que o lodo ainda apresenta uma matéria orgânica degradável e que ainda não tinha uma característica de estabilidade acentuada. Esse resultado complementa e valida as conclusões obtidas com as análises de sólidos e AME, onde se observou que mesmo após um longo tempo de operação, o reator ainda apresentava bom desempenho e o lodo não apresentava estabilidade considerável. Somente no final da segunda campanha (147 dias após o descarte), pode ser notada uma diminuição da produção de metano no ponto superior (D3) de 75 a 59 mLCH<sub>4</sub>/gSTV, o que pode indicar o início de um processo de aumento da quantidade de lodo ao longo da manta do reator e impacto na atividade da biomassa.

### 6.3.7 Coeficiente de produção de metano

O coeficiente de produção de metano avalia o potencial em se converter a matéria orgânica presente em metano em comparação com o valor teórico. Tal coeficiente pode ser calculado de forma rápida e fácil e, portanto, ser associado a parâmetro de fácil monitoramento em ETEs, como a relação STV/ST. As propriedades do lodo, como as mencionadas, podem ser utilizadas para identificar rapidamente e com precisão se o estado estável do lodo foi atingido, sendo de grande importância para a operação de rotina de descarte de lodo (GAO *et al.*, 2021). Os valores de coeficiente de produção de metano estão apresentados na Figura 28.

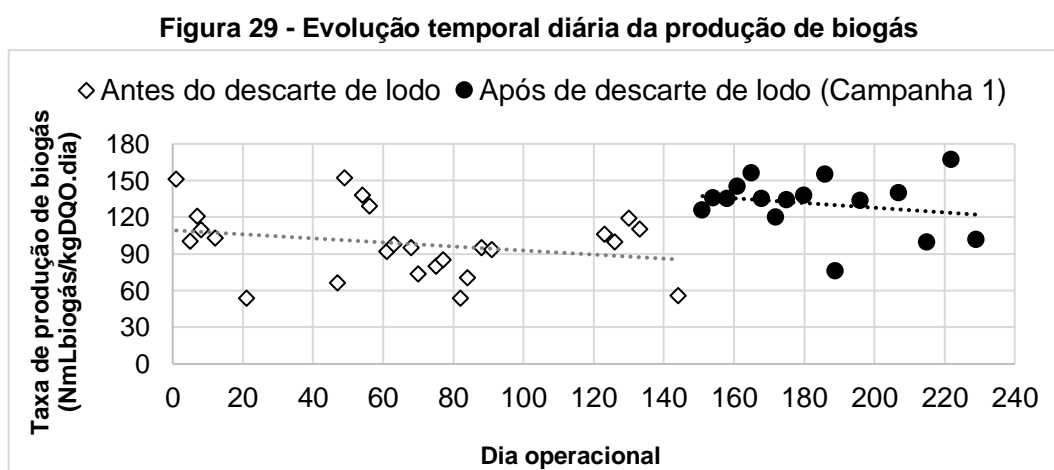


Experiências de estudos anteriores indicaram que a produção endógena de metano, em diferentes inóculos testados, estava abaixo de 20% da produção total de metano (KOCH *et al.*, 2017).

Nas duas campanhas os pontos avaliados apresentaram uma tendência de diminuição do coeficiente de produção após o descarte. Percebe-se que o coeficiente de produção de metano apresentou na segunda campanha uma tendência mais linear, enquanto na primeira campanha o decréscimo foi mais evidente nos pontos intermediário e superior (D2 e D3). Essa tendência era esperada apesar da redução do coeficiente não ter sido tão drástica ao notar que o reator UASB já estava a mais de 100 dias em operação sem descarte. Esse resultado é complementar e reforça os resultados obtidos anteriormente (sólidos, AME e estabilidade), que indicam que o reator estava ainda operando em condições estáveis até o final da operação em ambas as campanhas.

#### 6.3.8 Produção de biogás

A produção de biogás do reator UASB foi monitorada por cerca de 140 dias antes do início deste experimento com a realização do descarte de lodo e durante a operação da primeira campanha (após o descarte de lodo) e a taxa de produção em relação a carga orgânica aplicada durante os períodos está apresentada na Figura 29.



A taxa de produção de biogás não apresentou variações estatísticas significativas ao longo da operação, mesmo imediatamente após o descarte e também no dia 80 de operação sem descarte. Ao se comparar com a produção de biogás obtida em monitoramento antes do descarte a diferença é significativa (período em operação contínua por 150 dias sem descartes de lodo). Embora a carga orgânica aplicada no período que antecedeu este trabalho tenha sido superior (19 kgDQO/dia vs 14 kgDQO/dia) o descarte lodo pode ter eliminado biomassa com baixa atividade e proporcionado o crescimento de biomassa ativa presente no reator, influenciando na produção de biogás.

Nota-se uma tendência de diminuição dos valores de taxa de produção de biogás, contudo, em função do reduzido período avaliado não se pode afirmar correlações entre a tendência e as características da manta de lodo. No entanto, segundo as características da manta de lodo encontradas, sugere-se que o reator UASB estava operando em condições estáveis sem diferenças em relação à produção de biogás.

Finalmente, os resultados sugerem que, a partir do atendimento da massa mínima necessária ao reator, a quantidade de lodo presente ao longo da altura (e assim, suas características intrínsecas como concentração e relação STV/ST) não impacta diretamente na produção do biogás disponível para aproveitamento energético.

#### **6.4 Conclusões**

A avaliação dos parâmetros monitorados durante duas campanhas permitiu avaliar não somente o comportamento do lodo após um descarte, mas também o comportamento do lodo após uma mudança hidráulica provocada pelo aumento de vazão.

Pode-se concluir que em condições hidráulicas estáveis o ponto inferior do reator após um descarte de lodo tenderá a ser mais estável, tanto em virtude do maior tempo de retenção no interior do reator quanto pelo fato de apresentar a maior concentração de sólidos, o que pode limitar a condição hidráulica e impactar na mistura biológica, diminuindo o acesso ao substrato nesse ponto. Ademais, a sua estabilidade tende a permanecer constante ao longo do período após um descarte, indicando que não houve aumento da fração inerte.

Considerando que o descarte foi realizado no ponto superior e que o mesmo apresentou em geral o maior coeficiente de produção, e que se observou uma tendência de diminuição mais acentuada do coeficiente de produção de metano ao longo dos dias operacionais no ponto intermediário, entende-se que há um momento de transição entre os pontos. Até o dia operacional 60 o ponto intermediário apresenta maior rendimento. Passado este momento, o ponto superior apresenta melhor performance.

Já em condições de sobrecarga hidráulica, as condições de sedimentabilidade e expansividade do lodo levam a uma renovação da biomassa no ponto inferior do reator. Nesse sentido, o lodo torna-se mais ativo e menos estável, o que o torna menos atrativo para um possível descarte.

O descarte de lodo foi realizado quando a concentração de ST do lodo amostrado no ponto mais elevado do compartimento de digestão, localizado imediatamente antes do defletor de gases, esteve acima de 0,5%, o que ocorreu em torno de 120 dias operacionais. Ressalta-se que este parâmetro considera o acúmulo em demasia do lodo, no sentido de não promover melhorias em relação a capacidade de produção de metano.

O monitoramento da fração volátil é capaz de demonstrar um indicativo em relação a estabilidade do lodo e da sua capacidade de produção de metano. Mesmo considerando condições de instabilidade hidráulica, o parâmetro responde indicando as possíveis ocorrências e comportamentos do lodo no interior do reator.

A produção de biogás não apresentou variação significativa ao longo da operação após o descarte de lodo. O que sugere que as variações encontradas em relação as características do lodo ao longo das alturas da manta de lodo no reator podem não repercutir em variações significativas no biogás disponível para aproveitamento energético. Nesse sentido, o direcionamento da necessidade em se compreender o comportamento da manta de lodo pode ser justificado pelas alterações da qualidade do efluente final e relação com unidades de tratamento e destinação do lodo, além da necessidade de se implementar protocolos para rotinas de descarte de excesso, que associem a necessidade a massa mínima a ser mantida no interior com o volume a ser removido. Cabe ressaltar que, embora não tenha se percebido variações na

produção de biogás o reator trabalhou sempre atendendo a massa mínima necessária, o que sugere que não atendendo a este parâmetro pode ser que variações significativas na produção de biogás sejam percebidas.

## 7 CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

Em relação às variações na operação e estabilidade de reatores anaeróbios tratando esgoto doméstico, os seguintes aspectos podem ser concluídos a partir dessa pesquisa de doutorado:

- Em relação a aspectos sazonais, como pluviometria e temperatura:

Períodos de pluviometria foram significantes na operação de ETEs com reatores anaeróbios. Os resultados apontaram um aumento na vazão de esgoto afluyente (cerca de 12 a 14%), com uma diluição e diminuição na concentração da matéria orgânica afluyente. Isso provoca uma queda no biogás produzido nos reatores anaeróbios (cerca 10 a 20%). Além disso, o estudo mostrou que os reatores anaeróbios foram capazes de se recuperar de eventos de cargas hidráulicas causadas por episódios de chuva, mesmo quando superiores a 10 mm. Em relação à temperatura, na faixa de temperatura ambiente das ETEs monitoradas (18-25 °C), não houve influência significativa da variação de temperatura na produção diária de biogás e tratabilidade do esgoto, sugerindo que em determinadas condições operacionais a temperatura não seja o fator predominante.

Dessa forma, entende-se que a ocorrência de chuvas leva a uma redução na produção de biogás das ETEs, **confirmando a hipótese inicial** de infiltração de água de chuva na rede de esgoto, provocando a diluição da matéria orgânica afluyente e, como consequência, levando a uma diminuição na produção de biogás. Embora as ETEs possuam extravasor para evitar vazões e velocidades ascensionais extremas, o aumento da vazão provocado pela ocorrência de chuvas foi percebido e influenciou de maneira significativa. Contudo, essa hipótese se confirmou apenas para pluviometrias acima de 5 mm, que provocaram aumento de vazão afluyente em torno de 12 a 14%, quando comparado com os períodos de seca. Além disso, **refutou-se a hipótese** de que o aumento da vazão de esgoto afluyente em função da pluviometria provocaria o arraste de partículas de sólidos e lodo, uma vez que o SST não foi maior no efluyente após os episódios de precipitações maiores que 10 mm. Ressalta-se que a medição da precipitação diária é uma referência indireta para verificação do aumento da vazão na ETE, uma vez que ambas as ETEs possuíam extravasor de vazão, o que significa que nem toda vazão afluyente adentrou aos reatores anaeróbios.

Para a temperatura, nesse estudo não foi um parâmetro predominante para explicar possíveis variações na produção de biogás em reatores UASB em escala real. Por isso, o trabalho **refuta a hipótese inicial** de que em maiores temperaturas ambientes há a maior produção de biogás em função de uma possível maior atividade metabólica dos microrganismos envolvidos na digestão anaeróbia. Ressalta-se que tal constatação ocorreu para a faixa de temperatura variando entre 18 e 25 °C.

- Em relação às variações impostas por um hidrograma típico em ETEs:

Os resultados mostraram que há uma variação significativa nos parâmetros monitorados nos momentos de picos máximos nas ETEs, que refletem o perfil de consumo dos usuários. Os parâmetros vazão de esgoto e produção de biogás se correlacionaram diretamente e positivamente. Além da influência do aumento da carga orgânica afluente em momentos de pico, o aumento da produção de biogás também foi correlacionado à dinâmica hidráulica do reator, com uma relação diretamente proporcional entre biogás e velocidade ascensional do esgoto no reator. Já a concentração do metano presente no biogás apresentou uma variação significativa com comportamento oposto à produção de biogás, ou seja, observou-se uma diminuição de metano no biogás em momentos de pico de vazão de esgoto de entrada.

No entanto, os resultados **confirmaram a hipótese** de que os baixos TDHs provocados pelo hidrograma típico da ETE levaram a uma diminuição da eficiência de remoção de matéria orgânica e uma diminuição na produção de biogás e composição de metano no biogás.

- Em relação às características e comportamento do lodo em procedimentos de descarte:

Os resultados mostraram que não houve um aumento na fração inerte no lodo, visto que a relação STV/ST e a estabilidade medida nos testes BMP permaneceram constantes ao longo do tempo de monitoramento e também em relação às diferentes alturas da manta de lodo.

Ao monitorar a partir da manta de lodo com uma massa mínima necessária para operação, percebeu-se que após 110 e 140 dias das campanhas sequenciais houve um acúmulo em demasia do lodo, o que levou a uma concentração de sólidos no ponto mais elevado do compartimento de digestão (ponto P5; Figura 18) acima a 0,5%. Porém, após esse período não houve alteração muito significativa em relação à atividade metanogênica e estabilidade do lodo no reator. Paralelamente, o reator também não apresentou mudanças na estabilidade de operação ou um possível decaimento na produção de biogás com o tempo. Assim, o trabalho sugere que o descarte não provocou condições de instabilidade para o reator e para a produção de biogás.

Esses resultados **refutaram a hipótese** de que a estabilidade e atividade microbiana do lodo presente em reatores UASB são alteradas com um longo tempo de monitoramento do reator após um descarte de lodo. Entretanto, o trabalho **confirmou a hipótese** de que os parâmetros AME e estabilidade foram indicadores que contribuíram no entendimento da caracterização da manta de lodo, na performance do reator e na produção de biogás. Podendo, assim, serem usados no planejamento de um descarte do excesso de lodo em reatores anaeróbios.

Este trabalho buscou evidenciar como diversos parâmetros podem influenciar no potencial de aproveitamento energético disponível em uma estação de tratamento de esgotos. Assim, de posse dos principais parâmetros de influência e de como os mesmos podem afetar a disponibilidade de biogás capturado, é possível buscar formas de otimizar o aproveitamento energético do biogás.

Em relação às **recomendações futuras**, essa tese de doutorado identificou a importância e necessidade da identificação da quantidade de água da chuva que infiltra nas redes das ETEs com reatores anaeróbios. Verificou-se que o conhecimento do aumento na vazão afluente e da diluição da matéria orgânica pode auxiliar o controle e automação do sistema, para uma melhor otimização da operação e aproveitamento do biogás produzido.

Além do volume de biogás produzido poder ser significativamente menor em épocas de chuva e ao longo do dia em função do hidrograma típico, valores obtidos neste trabalho, indicaram a possibilidade de incremento no metano dissolvido no efluente.

Nesse sentido, também se entende a importância da medição e análise do metano dissolvido no sistema.

Finalmente, foi verificada a necessidade de um maior entendimento das características da manta de lodo e sua relação com a operação, estabilidade e desempenho do reator. Essa tese identificou que os parâmetros de caracterização do lodo, como atividade metanogênica e estabilidade, podem auxiliar no monitoramento da ETE, em particular na avaliação da estratégia de descarte de lodo em excesso. Nesse sentido, parâmetros como coeficientes de produção e de estabilidade, biodegradabilidade e atividade metanogênica específica do lodo pode ser úteis para a estação direcionar o descarte segundo diferentes objetivos, como otimizando uma maior produção de biogás ou, um menor tempo para estabilização do lodo em leitos de secagem, entre outros. Assim, pesquisas futuras devem analisar melhor essa relação em sistemas em escala de laboratório e demonstração usando análises microbiológicas, modelos matemáticos e ferramentas computacionais.

## REFERÊNCIAS

- ABBASI, T.; ABBASI, S. A. Formation and impact of granules in fostering clean energy production and wastewater treatment in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 16, n. 3, p. 1696–1708, 2012.
- ABENDROTH, C., VILANOVA, C., GÜNTHER, T., LUSCHNIG, O., PORCAR, M. (2015). Eubacteria and Archaea communities in seven mesophile anaerobic digester plants. *Biotechnol. Biofuels* 8:87.
- ABREU, E. F. ARAÚJO, J. C. Ensaio de Atividade Metanogênica Específica (AME) para Lodos Anaeróbios. Procedimento Operacional Padrão. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/ UFMG, 2011. 27p. Documento da Rede PROSAB Microbiologia para o Saneamento Ambiental. Área: Bacteriologia. Disponível em: <<http://www.prosabmicrobiologia.org.br/rede/manuais>>. Acesso em: 12 jan. 2019.
- AGRAWAL, L. K.; HARADA, H.; OKUI, H. Treatment of dilute wastewater in a UASB reactor at a moderate temperature: Performance aspects. *Journal of Fermentation and Bioengineering*, v. 83, n. 2, p. 179–184, 1997.
- AIYUKABC, S. ODKORB, P. THEKOD, N. VAN HAANDEL, A. VERSTRAETE, W. Technical Problems Ensuing From UASB Reactor Application in Domestic Wastewater Treatment without Pre-Treatment. *International Journal of Environmental Science and Development*, Vol.1, No.5, December 2010.
- ALEM SOBRINHO, P.; JORDÃO, E. P. Capítulo 9: Pós-Tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. 17p. In: CHERNICHARO, C. A. L. (coordenador). Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. Rio de Janeiro: PROSAB/FINEP, 2001.
- ANDREOLLI, C. V. Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final / Cleverson Vitório Andreoli (coordenador). -- Rio de Janeiro : RiMa, ABES, 2001.
- ANEEL. Resolução Normativa nº 482. Agência Nacional de Energia Elétrica. Brasília. 2012.
- APPELS, L. BAEYENS, J. DEGRÈVE, J. DEWIL, R. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in Energy and Combustion Science* 34 (2008) 755–781.
- APPELS, L.; LAUWERS, J.; DEGRÈVE, J.; HELSEN, L.; LIEVENS, B.; WILLEMS, K.; IMPE, J. V.; DEWIL, R. Anaerobic digestion in global bio-energy production: potential and research challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 2011;15(9):4295 e 301. 2011.
- AQUINO, S. F. CHERNICHARO, C. A. L. FORESTI, E. FLORÊNCIO, L. MONTEGIA, L. O. (2007) Metodologias para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios. *Eng San Amb* 12:192–201.

AQUINO, S. F. CHERNICHARO, C. A. L. SOARES, H. TAKEMOTO, S. Y. VAZOLLER, R. F. (2008). Methodologies for determining the bioavailability and biodegradability of sludges. *Environmental Technology*, 29:8, 855-862.

ARAUJO, S. F. PEREIRA, S. P. GONDIM, R. B. LIMA, D. T. Avaliação da produção de biogás em reatores UASB operando em escala real no tratamento de efluente doméstico. In: 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, Brasil. Anais... Rio de Janeiro, Brasil: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, 2015.

ARIESYADYA, H. D. ITO, T. OKABE, S. Functional bacterial and archaeal community structures of major trophic groups in a full-scale anaerobic sludge digester. *Water Research* 41 (2007) 1554– 1568.

ASTALS, S. ESTEBAN-GUTIÉRREZ, M. FERNÁNDEZ-ARÉVALO, T. AYMERICH, E. GARCÍA-HERAS, J.L. MATA-ALVAREZ, J. Anaerobic digestion of seven different sewage sludges: a biodegradability and modelling study, *Water Research* (2013).

BALIN, R. RAMAN, S. Biohydrogen from sugar industry waste and sewage. *Energy. Proceedings of the Institution of Civil Engineers. Paper 1000003*. 2011.

BANDARA, W., SATOH, H., SASAKAWA, M., NAKAHARA, Y., TAKAHASHI, M., OKABE, S., 2011. Removal of residual dissolved methane gas in an upflow anaerobic sludge blanket reactor treating low-strength wastewater at low temperature with degassing membrane. *Water Resource*. 45, 3533-3540. 2011.

BANDARA, W.M.K.R.T.W.; KINDAICHI, T.; SATOH, H.; SASAKAWA, M.; NAKAHARA, Y.; TAKAHASHI, M.; OKABE, S. Anaerobic treatment of municipal wastewater at ambient temperature: Analysis of archaeal community structure and recovery of dissolved methane. *Water Research*, v. 46, n. 17, p. 5756–5764, 2012.

BARBOSA, R. A. SANT'ANNA JR., G. L. Treatment of raw domestic sewage in an UASB reactor. *War. Res. Vol. 23, No. 12*, pp. 1483-1490, 1989.

BATSTONE, D.J.; KELLER, J.; ANGELIDAKI, I.; KALYUZHNYI, S.V.; PAVLOSTATHIS, S.G.; ROZZI, A.; SANDERS, W.T.M.; SIEGRIST, H. AND VAVILIN, V.A. The IWA Anaerobic Digestion Model No 1 (ADM1). 2002. *Water Science and Technology Vol 45 No 10* pp 65–73. 2002.

BORGES, R. M. Desenvolvimento e aplicação de um sistema de diagnóstico fuzzy baseado em modelos para reatores UASB tratando esgoto sanitário. 2005. 140 f. Universidade Federal do Espírito Santo, 2005.

BORJA, R.; BANKS, C. J. Response of an anaerobic fluidized bed reactor treating ice-cream wastewater to organic, hydraulic, temperature and pH shocks. *Journal of Biotechnology*, v. 39, n. 3, p. 251–259, 1995.

BOURQUE, J. S. GUIOT, S. R. TARTAKOVSKY, B. Methane Production in an UASB Reactor Operated Under Periodic Mesophilic–Thermophilic Conditions. *Biotechnology and Bioengineering*, Vol. 100, No. 6, August 15, 2008.

BRANDS, E. Prospects and challenges for sustainable sanitation in developed nations: a critical review. *Environ. Rev.* 22: 346–363 (2014).

BRANDT, E. M. F., SANTOS, J. M. B., SOUZA, C. L., POSSETTI, G. R. C., BRESSANI- RIBEIRO, T. B., CARVALHO-JÚNIOR, A. N., CHERNICHARO, C. A. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário – Parte 4: Controle de corrosão e emissões odorantes. *Revista DAE – edição especial*, v. 66, n. 214, p. 56-72, 2018.

BRASIL. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Probiogás. Guia técnico de aproveitamento energético de biogás em estações de tratamento de esgoto/Probiogás; organizadores, Ministério das Cidades, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit GmbH (GIZ); autores, Bruno Silveira ... [et al.]. – Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2015.

Brasil. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Probiogás. Resultados do projeto de medições de biogás em reatores anaeróbios / Probiogás; organizadores, Ministério das Cidades, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit GmbH (GIZ); autores, Carolina Cabral ... [et al.]. – Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2016. 50 p.: il. – (Aproveitamento energético de biogás em estações de tratamento de esgoto; 6)

CABRAL, B. G. C. Avaliação da produção de biogás para fins energéticos em reatores anaeróbios tratando esgoto sanitário. 2016, 139 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

CABRAL, C. B. G. PLAZTER, C. J. CHERNICHARNO, C. A. L. HOFFMANN, H. BELLI FILHO, P. Evaluation of biogas production and energy recovery potential in a full-scale WWTP with UASB reactors. XII Latin American Workshop and Symposium on Anaerobic Digestion. 2016.

CAKIR, F. Y.; STENSTROM, M. K. Greenhouse gas production: A comparison between aerobic and anaerobic wastewater treatment technology. *Water Research*, v. 39, n. 17, p. 4197–4203, 2005.

CAMPELLO, R. P. Desempenho de reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB) operando sob condições de temperaturas típicas de regiões de clima temperado. 2009, 107 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

CARBALLA, M. REGUEIRO, L. LEMA, J. M. Microbial management of anaerobic digestion: exploiting the microbiome-functionality nexus. *Current Opinion in Biotechnology* 2015, 33:103–111. 2015.

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.

CHERNICHARO, A.A.L., BRESSANI-RIBEIRO, T., GARCIA, G.B., LERMONTOV, A., PEREIRA, C.B., PLATZER, C.J., POSSETTI, G.R.C., LEITES, M.A.L., ROSSETO, R.

Panorama do tratamento de esgoto sanitário nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil: tecnologias mais empregadas. *Revista DAE*, v. 66, n. 213, p. 5-19, 2018b.

CHERNICHARO, C. A. DE L. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias - Reatores anaeróbios. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG. V. 5, 2a edição, 380 p., 2007.

CHERNICHARO, C. A. L., BRESSANI RIBEIRO, T., PEGORINI, E. S., POSSETTI, G. R. C., MIKI, M. K., SOUZA, S. N. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário – Parte 1: Tópicos de Interesse. Nota Técnica. *Revista DAE*, núm 214, vol. 66, 2018a.

CHERNICHARO, C. A. L.; VAN HAANDEL, A.; FORESTI, E.; CYBIS, L. F. Capítulo 1: Introdução. 12p. In: CHERNICHARO, C. A. L. (coordenador). Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. Rio de Janeiro: PROSAB/FINEP, 2001.

CHERNICHARO, C. A. L.; VAN LIER, J. B.; NOYOLA, A.; BRESSANI RIBEIRO, T. Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges – Review Paper. *Environmental Science Biotechnology*, v. 14, p. 649–679, 2015.

CHERNICHARO, C.A. L.; ALMEIDA, P.G.S.; COUTO T.C.; SOUZA, C.L.; BORGES, J. M. Contribuição para a melhoria do projeto e da operação de reatores UASB tratando esgotos domésticos: gerenciamento da espuma. In: *Anais do 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Recife PE. 2009.

COLLERAN, E.; PENDER, S. Mesophilic and termophilic anaerobi digestion of sulphate-containing wastewaters. *Water Science & Technology*, v. 45, n. 10, p. 231–235, 2002.

DAS, S. CHAUDHARI, S. Effect of Reactor Configuration on Performance During Anaerobic Treatment Low Strength Wastewater. *Environmental Technology*. 2015.

DAS, S. CHAUDHARI, S. Improvement in biomass characteristics and degradation efficiency in modified UASB reactor treating municipal sewage: a comparative study with UASB reactor. *Asia-Pacific Journal of Chemical Engineering*. 2009; 4: 596–601.

DE VRIEZE, JO. GILDEMYN, S. VILCHEZ-VARGAS, R. JÁUREGUI, R. PIEPER, D. H. VERSTRAETE, W. BOON, N. Inoculum selection is crucial to ensure operational stability in anaerobic digestion. *Applied Microbiology And Biotechnology [Appl Microbiol Biotechnol]* 2015 Jan; Vol. 99 (1), pp. 189-99.

DIVYA, D. GOPINATH, L. R. CHRISTY, P. M. A review on current aspects and diverse prospects for enhancing biogas production in sustainable means. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 42 (2015) 690–699.

DONOSO-BRAVO, A.; BANDARA , W.M.K.R.T.W.; SATOH, H.; RUIZ-FILIPPI, G. Explicit temperature-based model for anaerobic digestion: Application in domestic wastewater treatment in a UASB reactor. *Bioresource Technology*, v. 133, p. 437–442, 2013.

ERSAHIN, M. E. GOMEZ, C. Y. DERELI, R. K. ARIKAN, O. OZTURK, I. Biomethane Production as an Alternative Bioenergy Source from Codigesters Treating Municipal Sludge and Organic Fraction of Municipal Solid Wastes. *Journal of Biomedicine and Biotechnology* Volume 2011, Article ID 953065, 8 pages.

FENG, H. HU, L. SHAN, D. FANG, C. SHEN, D. S. Effects of Temperature and Hydraulic Residence Time (HRT) on Treatment of Dilute Wastewater in a Carrier Anaerobic Baffled Reactor. *Biomedical and Environmental Sciences*. v. 21, p. 460-466, 2008.

FERNANDES NETO, C.; OLIVEIRA, F. F.; CUNHA, P. E. V.; FERRAZ, D. L. M.; ARAÚJO, A. L. C. Correlações entre a formação de biogás, volume de esgoto afluente e remoção de DQO numa ETE em escala real. *ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental*, n. 1, p. 1–9, 2013.

FRANCISQUETO, L. D. O. S. Comportamento de Reatores UASB Frente a Variações Horárias de Vazão de Esgoto Sanitário. p. 178, 2007.

GAO, J. ZHAO, X. CHEN, S. DONG, B. DAI, X. New insights into the evaluation of anaerobic properties of sludge: Biodegradability and stabilization. *journal of environmental sciences* 100 (2021) 158–166.

GHANGREKAR, M. M. ASOLEKAR, S. R. JOSHI, S. G. Characteristics of sludge developed under different loading conditions during UASB reactor start-up and granulation. *Water Research* 39 (2005) 1123–1133.

GLÓRIA, R. M., MOTTA, T. M., SILVA, P. V. O., COSTA, P., BRANDT, E. M. F., SOUZA, C. L., CHERNICHARO, C. A. L. Stripping and dissipation techniques for the removal of dissolved gases from anaerobic effluents. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, v. 33, n. 3, p. 713-721, 2016.

GOMEZ, R. R. RENMAN, G. MORENO, L. LIU, L. A model to describe the performance of the UASB reactor. *Biodegradation*. 2013.

HALALSHEH, M. M. MUHSEN, H. H. SHATANAWI, K. M. FIELD, J. A. Improving solids retention in upflow anaerobic sludge blanket reactors at low temperatures using lamella settlers. *Journal of Environmental Science and Health Part A* (2010) 45, 1054–1059.

HALALSHEH, M., SAWAJNEH, Z., ZU'BI, M., ZEEMAN, G., LIER, J., FAYYAD, M. & LETTINGA, G. Treatment of strong domestic sewage in a 96 m<sup>3</sup> UASB reactor operated at ambient temperatures: two-stage versus single-stage reactor. *Bioresource Technology*. 2005, 96, 577–585. (a)

HALALSHEH, M.; KOPPES, J.; DEN ELZEN, J.; ZEEMAN, G.; FAYYAD, M.; LETTINGA G. Effect of SRT and temperature on biological conversions and the related scum forming potential. *Water. Res.* 2005, 39, 2475–2482. (b)

HARTLEY, K. & LANT, P. 2006. Eliminating non-renewable CO<sub>2</sub> emissions from sewage treatment: an anaerobic migrating bed reactor pilot plant study. *Biotech. Bio.* 95 (3), 384–398.

HOLLIGER, C. ALVES, M. ANDRADE, D. ANGELIDAKI, I. ASTALS, S. BAIER, U. BOUGRIER, C. BUFFIÈRE, P. CARBALLA, M. WILDE, V. EBERTSEDER, F. FERNANDÉZ, B. FICARA, E. FOTIDIS, I. FRIGON, J. DE LACLOS, H. F. GHASIMI, D. S. M. HACK, G. HARTEL, M. HEERENKLAGE, J. HORVATH, I. S. JENICEK, P. KOCH, K. KRAUTWALD, J. LIZASOAIN, J. LIU, J. MOSBERGER, L. NISTOR, M. OECHSNER, H. OLIVEIRA, J. V. PATERSON, M. PAUSS, A. POMMIER, S. PORQUEDDU, I. RAPOSO, F. RIBEIRO, T. PFUND, F. R. STROMBERG, S. TORRIJOS, M. VAN EEKERT, M. VAN LIER, J. WEDWITSCHKA, H. WIERINCK, I. Towards a standardization of biomethane potential tests. *Water Science & Technology* | 74.11 | 2016.

HUSSAIN, A. DUBEY, S. K. Specific methanogenic activity test for anaerobic treatment of phenolic wastewater. *Desalination and Water Treatment*. 2013. (2013) 1–11. 2013.

HUSSAIN, A. DUBEY, S. K. Specific methanogenic activity test for anaerobic degradation of influents. *Appl Water Sci*. 2015. Review Article. 2015.

JAWED, T. TARE, V. Microbial composition assessment of anaerobic biomass through methanogenic activity tests. *Water SA* Vol. 25 No. 3 July 1999. P 345-350. 1999.

JIMEZES, J. LATRILLE, E. HARMAND, J. ROBLES, A. FERRER, J. GAIDA, D. WOLF, C. MAIRET, F. BERNARD, O. ALCARAZ-GONZALES, V. MENDEZ-ACOSTA, H. ZITOMER, D. TOTZKE, D. SPANJERS, H. JACOBI, F. GUWY, A. DINSDALE, R. PREMIER, G. MAZHEGRANE, S. RUIZ-FILIPPI, G. SECO, A. RIBEIRO, T. PAUSS, A. STEYER, J. P. Instrumentation and control of anaerobic digestion processes: a review and some research challenges. *Rev Environ Sci Biotechnol* (2015) 14:615–648.

KALOGO, Y., VERSTRAETE, W. (1999). Development of anaerobic sludge bed (ASB) reactor technologies for domestic wastewater treatment: Motives and perspectives. *World J. Microbiol. Biotechnol.*, 15, 523– 534.

KALOGO, Y.; J. M. MBOUCHE; VERSTRAERTE, W. Physical and biological performance of self-inoculated treating raw domestic sewage. *Journal of Environmental Engineering*, v. 127, n. February, p. 179–183, 2001.

KARAKASHEV, D. BATSTONE, D. J. TRABLY, E. ANGELIDAKI, I. (2006) Acetate oxidation is the dominant methanogenic pathway from acetate in the absence of Methanosaetaceae. *Applied and Environmental Microbiology* 72(7): 5138–5141.

KAYRANLI, B. UGURLU, A. Assessment of Methanogenic Activity and Kinetics of Anaerobic Granular Sludge. *Fresenius Environmental Bulletin* 21(8b):2394-2398 - January 2012.

KELLER, J.; HARTLEY, K. Greenhouse gas production in wastewater treatment: process selection is the major factor. *Water Science and Technology*, v.47, n.12, p.43-48, 2003.

KHAN, A. A. GAUR, R. Z. MEHROTRA, I. DIAMANTIS, V. LEW, B. KAZMI, A. A. Performance assessment of different STPs based on UASB followed by aerobic post treatment systems. *Journal of Environmental Health Science & Engineering* 2014, 12:43.

KHAN, A. A. MEHROTRA, I. KAZMI, A. A. Sludge profiling at varied organic loadings and performance evaluation of UASB reactor treating sewage. *Biosystems Engineering*. 31 (2015) 32-40.

KIDA, K.; TANEMURA, K.; SONODA, Y. Evaluation of the anaerobic treatment of sewage below 20°C by novel processes. *Journal of Fermentation and Bioengineering*, v. 76, n. 6, p. 510–514, 1993.

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

LEE, D. LI, Y. NOIKE, T. Influence of solids retention time on continuous H<sub>2</sub> production using membrane bioreactor. *International Journal of Hydrogen Energy*, 35 (2010), 52-60.

LEITÃO, R. C. Robustness of Uasb Reactors Treating Sewage Under Tropical Conditions. 2004. 168 f. 2004.

LEITÃO, R. C., SANTAELLA, S. T., van HAANDEL, A. C., ZEEMAN, G., LETTINGA, G. The effect of operational conditions on the hydrodynamic characteristics of the sludge bed in UASB reactors. 2011. *Water Science & Technology*. V 64.9, p. 1935:1941.

LEITÃO, R.C. (2004) Robustness of UASB reactors treating sewage under tropical conditions. Thesis, Wageningen University.

LEITÃO, R.C.; VAN HAANDEL, A.C.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. The effects of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems: A review. *Bioresource Technology*, v. 97, n. 9, p. 1105–1118, 2006.

LENS, P.N. & VERSTRAETE, W. (1991). Aerobic and Anaerobic Treatment of Municipal Wastewater. Profiles on Biotechnology. Ed. by T. G. Villa & J. Abalde, Servicio de Publicacions Universidade de Santiago, 333-356.

LERM, S. KLEYBÖCKER, A. MIETHLING-GRAFF, R. ALAWI, M. KASINA, M. LIEBRICH, M. *ET AL.* (2012). Archaeal community composition affects the function of anaerobic co-digesters in response to organic overload. *Waste Management*. 32, 389–399.

LETTINGA, G.; REBAC, S.; ZEEMAN, G. Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment. *Trends in Biotechnology*, v. 19, n. 9, p. 363–370, 2001.

LOBATO, L. C. S.; BRESSANI-RIBEIRO, T.; SILVA, B. S.; FLOREZ, C. A. D.; NEVES, P. N. P., CHERNICHARO, C. A. L. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário – Parte 3: Gerenciamento de lodo e espuma. *Revista DAE | núm. 214 | vol. 66 | p. 31-55 | Edição Especial*. Novembro, 2018.

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

LUOSTARINEN, S. RINTALA, J. Anaerobic on-site treatment of kitchen waste in combination with black water in UASB-septic tanks at low temperatures. *Bioresource Technology* 98 (2007) 1734–1740. 2007.

MACHADO, L. M. Avanços na aplicação de câmaras de dessorção para a remoção e recuperação dos gases metano e sulfeto de hidrogênio dissolvidos em efluente de reator UASB no tratamento de esgoto doméstico. 2018. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2018.

MAHMOUD, N.; ZEEMAN, G.; GIJZEN, H.; LETTINGA, G. Solids removal in upflow anaerobic reactors, a review. *Bioresource Technology*, v. 90, n. 1, p. 1–9, 2003.

MAO, C. FENG, Y. WANG, X. REN, G. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 45(2015)540–555. 2015.

MATSSURA, N.; HATAMOTO, M.; SUMINO, H.; SYUTSUBO, K.; YAMAGUCHI, T.; OHASHI, A. Recovery and biological oxidation of dissolved methane in effluent from UASB treatment of municipal sewage using a two-stage closed downflow hanging sponge system. *Journal of Environmental Management*, v. 151, p. 200–209, 2015.

MCHUGH, S. CARTON, M. MAHONY, T. O'FLAHERTY, V. Methanogenic population structure in a variety of anaerobic bioreactors. *FEMS Microbiology Letters* 219 (2003) 297-304.

MCLEOD, J. D., OTHMAN, M. Z., BEALE, D. J., JOSHI, D. (2015). The use of laboratory scale reactors to predict sensitivity to changes in operating conditions for full-scale anaerobic digestion treating municipal sewage sludge. *Bioresource technology*, 189, 384–90.

MEDEIROS FILHO, C. F.; VAN HAANDEL, A. C.; CAVALCANTI, P. F. F. Efeito da variação temporal da vazão sobre o desempenho de um reator UASB tratando esgoto. 1999, Rio de Janeiro: [s.n.], 1999. p. 920–928.

MELO, D. F. Estudo da influência da quantidade de lodo na produção de biogás em reator UASB tratando esgoto doméstico. 2015. 99 p f. Dissertação de Mestrado.

Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente, Saneamento e Recursos Hídricos - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2015.

MELO, D. F.; MACHADO, L. M.; SOUZA, C. L. Estudo da produção de biogás em reator UASB tratando esgoto doméstico em regime de vazão variável. XVII Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Florianópolis, 2016.

METCALF; EDDY. Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse. 4. ed. [S.l.: s.n.], 2004.

MIRON, Y. ZEEMAN, G. VAN LIER, J. B. LETTINGA, G. The role of sludge retention time in the hydrolysis and acidification of lipids, carbohydrates and proteins during digestion of primary sludge in CSTR systems. *Wat. Res.* Vol. 34, No. 5, pp. 1705±1713, 2000.

MORAN, M. J.; SHAPIRO, H. N.; BOETTNER, D.D.; BAILEY M.B. (2010). *Fundamentals of Engineering Thermodynamics*. 7th ed.: John Wiley & Sons.

MOTTET, A. FRANÇOIS, E. LATRILLE, E. STEYER, J. P. DELERISB, S. VADRENNEB, F. CARRÈREA, H. Estimating anaerobic biodegradability indicators for waste activated sludge. *Chemical Engineering Journal* 160 (2010) 488–496.

NARIHIRO, T., SEKIGUCHI, Y. 2007. Microbial communities in anaerobic digestion processes for waste and wastewater treatment: a microbiological update. *Current Opinion in Biotechnology*. 18, 273 – 278.

NOYOLA, A. PAREDES, M. G. MORAN-SAGASTUME, J. M. GUERECA, L. P. Reduction of Greenhouse Gas Emissions from Municipal Wastewater Treatment in Mexico Based on Technology Selection. *Clean – Soil, Air, Water* 2016, 44 (9), 1091–1098.

NOYOLA, A.; MORGAN-SAGASTUME, J. M.; LÓPEZ-HERNÁNDEZ, J. E. Treatment of biogas produced in anaerobic reactors for domestic wastewater: Odor control and energy/resource recovery. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, v. 5, n. 1, p. 93–114, 2006.

NOYOLA, A.; MORGAN-SAGASTUME, J. M.; LÓPEZ-HERNÁNDEZ, J. E. Treatment of biogas produced in anaerobic reactors for domestic wastewater: Odor control and energy/resource recovery. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, v. 5, n. 1, p. 93–114, 2006.

OLIVA, L.C.H.V.; FORESTI, E.; VALLEJOS, M.E.H.; RABELLO, M.R.P. Tratamento de Esgotos Sanitários com Reator Anaeróbico de Manta de Lodo (UASB) Protótipo: Desempenho e Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas Resumo Introdução. 1997, Foz do Iguaçu: [s.n.], 1997. p. 116–129.

PERES, S. ALMEIDA, C. H. T. SILVA, J. K. RIBEIRO, C. C. The electricity generation potential using the biogas produced in the Rio Formoso sewage treatment plant. 21st Brazilian Congress of Mechanical Engineering. October 24-28, 2011, Natal, RN, Brazil.

PIEROTTI, S. M. Avaliação da partida de reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), em escala real, sob condições hidráulicas desfavoráveis. 2007. 156 f. Universidade de São Carlos, 2007.

POSSETI, G.R.C. RIETOW, J. CABRAL, C.B.G. MOREIRA, H.C. PLATZER, C. BRESSANI-RIBEIRO, T. CHERNICHARO, C.A.L. 2019. Energy recovery from biogas in UASB reactors treating sewage. In Chernicharo, C.A.L., Bressani-Ribeiro, T. (Eds.), Anaerobic reactors for sewage treatment: design, construction and operation. IWA Publishing, London.

POSSETTI, G. R. C., RIETOW, J. C., COSTA, F. J. O. G., WAGNER, L. G., LOBATO, L.C.S., BRESSANI-RIBEIRO, T., MELO, D. F., REIS, J.A., CHERNICHARO, C. A. L. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário – Parte 5: Biogás e emissões fugitivas de metano. Revista DAE – edição especial, v. 66, n. 214, p. 73-89, 2018.

POSSETTI, G.R.C.; JASINSKI, V.P.; MESQUITA, N.C.; KRIGUEL, K.; CARNEIRO, C. Medições em tempo real do biogás produzido em reatores UASB alimentados com esgoto doméstico. In: Anais do 27º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2013.

PRATI, L. Geração de energia elétrica a partir do biogás gerado por biodigestores. Monografia do Curso de Graduação de Engenharia Elétrica, Setor de Tecnologia, Departamento de Engenharia Elétrica, Universidade Federal do Paraná. 2010. Curitiba, 2010.

PUÑAL, A. TREVISAN, M. ROZZI, A. LEMA, J. M. Influence of C:N ratio on the start-up of up-flow anaerobic filter reactors. Wat. Res. Vol. 34, No. 9, pp. 2614±2619, 2000.

RITTMAN, B.E. The energy issue in urban water management. In Source separation and decentralization for wastewater management. Edited by T.A. Larsen, K. Udert, and J. Lienert. IWA Publishing, London, UK. pp. 13–27. 2013.

RIZVI, H. AHMAD, N. ABBAS, F. BUKHARI, I. H. YASAR, A. ALI, S. YASMEEN, T. RIAZ, M. Start-up of UASB reactors treating municipal wastewater and effect of temperature/sludge age and hydraulic retention time (HRT) on its performance. Arabian Journal of Chemistry (2015) 8, 780–786.

ROSA, A. P. LOBATO, L. C. S. CHERNICHARO, C. A. L. MARTINS, D. C. R. B., MACIEL, F. M. BORGES, J. M. Improving performance and operational control of UASB reactors via proper sludge and scum discharge routines. Water Practice & Technology Vol 7 No 3. 2012.

ROSA, A. P.; LOBATO, L. C. S.; BORGES, J. M.; FONSECA, W. F.; CHERNICHARO, C. A. L. Estimativa do potencial energético de uma estação de tratamento de esgoto doméstico pelo uso dos subprodutos de reatores UASB: lodo excedente e biogás estudo de parâmetros cinéticos do reator UASB. In: 26º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL [Anais eletrônico...]. Porto Alegre, 2011.

RUIZ, J. A. ÁLVAREZ, M. A. DÍAZ, L. SERRANO, M. SOTO. (2008). Municipal wastewater treatment in an anaerobic digester-constructed wetland system. *Environmental Technology*, 29:11, 1249-1256.

SANTO, B. C. E. Estudo do desenvolvimento da câmara de dessorção e remoção de metano e sulfeto de hidrogênio dissolvido em efluente de reator UASB tratando esgoto doméstico. 2017. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Escola de Engenharia). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2017.

SANZ, I; FERNANDEZ-POLANCO, F. Low temperature treatment of municipal sewage in anaerobic fluidized bed reactor. *Water Research*, v. 24, p. 463-469, 1990.

SINGH, K. S. VIRARAGHAVAN, T. Impact of temperature on performance, microbiological, and hydrodynamic aspects of UASB reactors treating municipal wastewater. *Water Science and Technology* Vol 48 No 6 pp 211–217.

SOTO, M. MÉNDEZ, R. LEMA, J. M. (1993) Methanogenic and nonmethanogenic activity tests: theoretical basis and experimental set up. *Water Res* 27:1361–1376.

SOUTO, T. F. AQUINO, S. F. SILVA, S. Q. CHERNICHARO, C. A. K. Influence of incubation conditions on the specific methanogenic activity test (2010). *Biodegradation* (2010) 21:411–424.

SOUZA, C. L. Estudo das rotas de formação, transporte e consumo dos gases metano e sulfeto de hidrogênio. 2010. 147 p f. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente, Saneamento e Recursos Hídricos - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2010.

SOUZA, C. L., CHERNICHARO, C. A., AQUINO, S. F. Quantification of dissolved methane in UASB reactors treating domestic wastewater under different operating conditions. *Water Science & Technology*, v. 64, n. 11, p. 2259-2264, 2011.

SOUZA, C. L.; CHERNICHARO, C. A. L. Methane losses in UASB reactors treating domestic wastewater: mass balance and possible improvements. *IWA Conferences*. p. 1–8, 2011.

SPINOSA L.; AYOL A.; BAUDEZ J. C.; CANZIANI R.; JENICEK P.; LEONARD A.; Sustainable and innovative solutions for sewage sludge management. *Water* 2011. v.3, p.702-717, 2011.

SUNDBERG, C. AL-SOUD, W. A. LARSSON, M. ALM, E. YEKTA, S. S. SVENSSON, B. H. SORENSEN, S. J. KARLSSON, A. (2013) 454. Pyrosequencing analyses of bacterial and archaeal richness in 21 full-scale biogas digesters. *FEMS Microbiology Ecology* 85(3):612–626.

SWITZENBAUM, M. S. GIRALDO-GOMEZ, E. HICKEY, R. F. Monitoring of the anaerobic methane fermentation process. *Enzyme Microb. Technol.*, 1990, vol. 12, 722-730, October, 1990.

TEZEL, U.; TANDUKAR, M.; HAJAYA, M. G.; PAVLOSTATHIS, S. G. Transition of municipal sludge anaerobic digestion from mesophilic to thermophilic and long-term performance evaluation. *Bioresource Technology*, v. 170, p. 385–394, 2014.

THIEL, P. G. TOERIEN, D. F. HATTINGH, W. H. J. KOTZÉ, J. P. SIEBERT, M. L. Interrelations between biological and chemical characteristics in anaerobic digestion. *Water Research* 1968. Vol. 2, pp. 393-408.

U.S.EPA (2003). A brief characterization of reciprocating engines in combined heat and power applications. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency.

UEMURA, S., HARADA, H., 2000. Treatment of sewage by a UASB reactor under moderate to low temperature conditions. *Bioresource Technology*. 72, 275 e 282.

VALENTE, V. B. Análise de viabilidade econômica e escala mínima de uso do biogás de reatores anaeróbios em Estações de Tratamento de Esgoto no Brasil / Victor Bustani Valente. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2015.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. Tratamento anaeróbico de esgotos - Um manual para regiões de climas quentes. Campina Grande, Brasil.: Universidade Federal da Paraíba, 1994.

VAN HAANDEL, A. SANTOS, S. S. CHAVES, S. R. M. COSTA, J. W. N. Influência do projeto do separador de fases sobre o desempenho do reator UASB no tratamento de águas residuárias municipais. *Revista DAE*. 64. 2015. 64 – 75.

VAN LIER, J. B. High-rate anaerobic wastewater treatment: diversifying from end-of-the-pipe treatment to resource-oriented conversion techniques. *Water Science & Technology—WST* | 57.8 | 2008. 1137 – 1148.

VAN LIER, J. B. VAN DER ZEE, F. P. J. B. van Lier. Frijters, C. T. M. J. ERSAHIM, M. E. Celebrating 40 years anaerobic sludge bed reactors for industrial wastewater treatment. *Rev Environ Sci Biotechnol* (2015) 14:681–702. 2015.

VAN LIER, J.B.; TILCHE, A.; AHRING, B.K.; ACARIE, H.; MOLETTA, R.; DOHANYOS, M.; HULSHOFF, L.W.; LENS, P.; VERSTRAETE, W. New perspectives in anaerobic digestion. *Water Science and Technology*, v. 43, n. 1, p. 1–18, 2001.

VASCO-CORREA, J. KHANAL, S. MANANDHAR, A. SHAH, A. Anaerobic digestion for bioenergy production: global status, environmental and techno-economic implications, and government policies. *Bioresource Technology*. 2017.

VISSER, A. GAO, Y. LETTINGA, G. 1993. Effects of pH on methanogenesis and sulphate reduction in thermophilic (55°C) UASB reactors. *Bioresource Technology* 44(2), 113–121.

VON SPERLING, M., CHERNICHARO, C.A.L. Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions. IWA Publishing, London, 1452 p., 2005.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 4ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 2017. 452 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v1).

VON SPERLING, M. Lodos Ativados. 2ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 2002. 428 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v4).

WAISS, T. C. F., POSSETTI, G. R. C. Influência de eventos de chuva na produção de biogás de reatores anaeróbios alimentados com esgoto doméstico. In: 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, Brasil. Anais... Rio de Janeiro, Brasil: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, 2015.

WERLE S.; WILK R.K. A review of methods for the thermal utilization of sewage sludge: The Polish perspective. Renewable Energy, doi: 10.1016/j.renene.2010.01.019, 2010.

WILKINS, D. RAO, S. LU, X. LEE, P. K. H. (2015) Effects of sludge inoculum and organic feedstock on active microbial communities and methane yield during anaerobic digestion. Front Microbiol 6:1114.

YANG, J.; SPEECE, R. The effects of chloroform toxicity on methane fermentation. Water Research, v. 20, n. 10, p. 1273–1279, 1.

ZEEUW, W. LETTINGA, G. Acclimation of digested sewage sludge during startup of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor, in: Proceedings of Thirty Fifth Industrial Waste Conference, Purdue, West Lafayette, IN, 1980, pp. 39–47.