



UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA  
ESCOLA POLITÉCNICA

**TRATAMENTO DE ESGOTOS GERADOS EM UNIDADE DE ENSINO  
POR MEIO DE PROCESSO ANAERÓBIO**

Sabrina Ribeiro do Amaral

Salvador  
2018



UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA  
ESCOLA POLITÉCNICA

## **TRATAMENTO DE ESGOTOS GERADOS EM UNIDADE DE ENSINO POR MEIO DE PROCESSO ANAERÓBIO**

Sabrina Ribeiro do Amaral

Dissertação apresentada à Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Meio Ambiente, Águas e Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Luciano Matos Queiroz

Salvador

2018

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema Universitário de Bibliotecas (SIBI/UFBA), com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Ribeiro Do Amaral, Sabrina  
Tratamento de esgotos gerados em uma unidade de ensino por meio de processo anaeróbio / Sabrina Ribeiro Do Amaral. -- Salvador, 2018.  
142 f.

Orientador: Luciano Matos Queiroz.  
Dissertação (Mestrado - Meio Ambiente, Águas e Saneamento) -- Universidade Federal da Bahia, Escola Politécnica, 2018.

1. Escala real. 2. Esgoto sanitário. 3. ETE descentralizada. 4. Reator anaeróbio. I. Matos Queiroz, Luciano. II. Título.

# MAASA

Mestrado em Meio Ambiente, Águas e Saneamento



UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA  
ESCOLA POLITECNICA



Sabrina Ribeiro do Amaral

## Tratamento de esgotos gerados em unidade de ensino por meio de processo anaeróbico

Comissão Examinadora:

Prof. Dr. Luciano Matos Queiroz  
Universidade Federal da Bahia

Profa. Dra. Viviana Maria Zanta  
Universidade Federal da Bahia

Prof. Dr. Cláudio Leite de Souza  
Universidade Federal de Minas Gerais

Salvador  
26 de julho de 2018

## AUTORIZAÇÃO

Autorizo a reprodução e/ou divulgação total ou parcial da presente obra, por qualquer meio convencional ou eletrônico, desde que citada a fonte.

Nome da Autora: Sabrina Ribeiro do Amaral

Assinatura da Autora: Sabrina Amaral

Instituição: Universidade Federal da Bahia

Local: Salvador, BA

Endereço: Rua Aristides Novis, nº 02 – 4º andar, Federação – Salvador-BA

CEP: 40210-630

E-mail: [sabrina.amaral92@gmail.com](mailto:sabrina.amaral92@gmail.com)

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço à minha família: meus pais Nilza e Ademir, minhas irmãs Alessandra e Adriana por sempre apoiarem minhas decisões e se fazerem sempre presentes em minha vida mesmo distantes fisicamente. À tia Penha pelos conselhos valiosos, orações e por sempre me incentivar a seguir carreira acadêmica. Ao meu marido Leonardo, por sua cumplicidade, carinho e paciência durante todos esses anos juntos.

Ao meu orientador Prof. Dr. Luciano Matos por todo conhecimento repassado, confiança e paciência. A todos os professores do MAASA, em especial a Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup>. Iara Brandão por seus conselhos e toda ajuda prestada. Agradeço também aos professores, Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup>. Viviana Zanta e Prof. Dr. Claudio Souza por suas contribuições que foram extremamente importantes para a execução deste trabalho.

À empresa Original Ambiental por me conceder a oportunidade em realizar a pesquisa na ETE Villa e ao operador Luan pela paciência e ajuda com as coletas. Agradeço também a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES pela concessão da bolsa de estudos.

Aos membros do Grupo de Resíduos Sólidos e Efluentes (GRSE) da UFBA: Laís, Thiago, Millena, Daniele e ao Lucas pelo companheirismo e suporte durante a execução do projeto. Agradeço também aos amigos feitos em Salvador por tornarem essa caminhada muito mais leve.

Por fim, não poderia deixar de expressar o sentimento de gratidão a Deus, pela oportunidade de viver e conceder saúde para ir atrás dos meus sonhos.

"Se fosse preciso, começaria tudo outra vez do mesmo jeito, andando pelo mesmo caminho de dificuldades, pois a fé, que nunca me abandona, me daria forças para ir sempre em frente"

(Irmã Dulce)

## RESUMO

O objetivo do presente estudo é a avaliação, em escala real, do desempenho de Reatores Anaeróbios (RAn) de fluxo ascendente da Estação de Tratamento de Esgoto Villa, localizada na cidade de Salvador, Bahia. A ETE realiza o tratamento do esgoto gerado em uma unidade de ensino e possui capacidade de projeto para tratar uma vazão média afluyente de 3,3 m<sup>3</sup>/h. Os reatores anaeróbios apresentam volume útil de 14,6 m<sup>3</sup> e estiveram em operação com TDH de 16 horas e CHV igual a 1,5 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>.d. Além disso, mostram-se ser mais compactos que os reatores UASB, devido à sua profundidade útil de 2,35 m. A ETE Villa foi monitorada no período de março de 2017 até dezembro de 2017 e o afluyente apresentou características de um esgoto mais concentrado quando comparado com esgotos tipicamente domésticos. As faixas de valores das concentrações efluentes da matéria orgânica e sólidos foram: DBO (42,7 a 150,0 mgO<sub>2</sub>/L RAn 1; 52,0 a 152,0 mgO<sub>2</sub>/L RAn 2), DQO (234,0 a 380,7 mgO<sub>2</sub>/L RAn 1; 199,7 a 376,9 mgO<sub>2</sub>/L RAn 2), sólidos sedimentáveis (0,1 a 1,8 mL/L RAn 1; 0,0 a 0,9 mL/L RAn 2) e em suspensão totais (50,5 a 80,3 mg/L RAn 1; 46,0 a 77,0 mg/L RAn 2). No que diz respeito ao padrão de lançamento de pH, óleos e graxas, DBO e sólidos sedimentáveis, estabelecidos pela resolução CONAMA 430/2011, o efluente do RAn 2 foi capaz de atendê-los integralmente durante todo o período de monitoramento. Apesar dos transientes hidráulicos e as variações de carga orgânica aplicada, os reatores foram capazes de amortizar tais variações, apresentando boas eficiências de remoção quanto à DBO (54,3 a 91,3% RAn 1; 61,7 a 86,3 % RAn 2), DQO (52,7 a 82,0 % RAn 1; 56,9 a 81,0% RAn 2) e SST (61,1 a 92,0 % RAn 1; 67,6 a 93,0% RAn 2). Os resultados encontrados sugerem que a configuração do RAn é bastante efetiva para o tratamento do esgoto sanitário. A faixa de variação da concentração de sólidos totais no leito de lodo do RAn 2 foi de 4,0 a 8,0 %, enquanto o manto de lodo apresentou-se mais disperso com concentrações inferiores a 3,5 % durante todo o monitoramento, para uma carga orgânica biológica aplicada de 0,1 kgDQO/kgSTV.d.

**Palavras-chave:** escala real, esgoto sanitário, ETE descentralizada, reator anaeróbio.



## ABSTRACT

The purpose of this study is to evaluate, in real scale, the performance of Anaerobic Reactor (RAn) of the Villa Sewage Treatment Plant (STP), located in the city of Salvador, Bahia. This STP is responsible for treating the sewage generated in a school and it is capable of treating an average flow of 3.3 m<sup>3</sup>/h. The RAn has a volume of 14,6 m<sup>3</sup> and was operated with HRT of 16 h and VHL equal to 1.5 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>. d. It is worth mentioning that this reactor is more compact than the UASB reactor due to its 2.35 m useful height. The Villa STP was monitored from March 2017 to December 2017 and the influent presented aspects of a more concentrated sewage when compared to domestic wastewater. The effluent concentrations of the organic matter and solids were: BOD (42.7-150.0 mgO<sub>2</sub>/L RAn 1; 52.0-152.0 mgO<sub>2</sub>/L RAn 2), COD (234.0-380.7 mgO<sub>2</sub>/L RAn 1; 199.7-376.9 mgO<sub>2</sub>/L RAn 2), settling solids (0.1-1.8 mL/L RAn 1; 0.0-0.9 mL/L RAn 2) and total suspended solids (50.5-80.3 mg/L RAn 1; 46.0-77.0 RAn 2). Regarding the release pattern of pH, BOD, settleable solids, oils and greases established by the national directive CONAMA 430/2011, the final effluent from the RAn 2 was able to fully attend them throughout the monitoring period. In spite of the hydraulic transients and variations of organic load applied, the reactors were able to amortize such variations, showing satisfactory removal efficiencies of BOD (54.3-91.3% RAn 1; 61.7-86.3 % RAn 2), COD (52.7-82.0 % RAn 1; 56.9-81.0% RAn 2) and TSS (61.1-92.0 % RAn 1; 67.6-93.0% RAn 2). The results suggest that the system is well suited for the treatment of sewage. The solids concentrations in the sludge bed were from 4.0 to 8.0% while the sludge blanket presented a more dispersed growth and below concentrations of 3.5% throughout the monitoring period, for an applied biological loading rate of 0.1 kg COD/KgTVS.d.

**Keywords:** anaerobic reactor, full-scale, sanitary sewage, STP decentralized

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>18</b>
<b>2 OBJETIVOS .....</b>	<b>20</b>
2.1 Objetivo Geral .....	20
2.2 Objetivos Específicos .....	20
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>21</b>
3.1 Tratamento centralizado <i>versus</i> descentralizado de águas residuárias .....	21
3.2 Tratamento descentralizado de águas residuárias.....	25
3.2.1 Segregação dos fluxos de águas residuárias .....	26
3.3 Tecnologias utilizadas para o tratamento descentralizado de águas residuárias .....	28
3.4 Limitações do tratamento de águas residuárias em estações descentradas ..	33
3.5 Experiências de aplicação do tratamento anaeróbio em ETE descentralizadas .....	36
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>44</b>
4.1 Descrição do local de estudo .....	44
4.2 Descrição da ETE Villa.....	44
4.2.1 Tratamento preliminar e estação elevatória de esgoto .....	47
4.2.2 Reatores anaeróbios .....	49
4.2.3 Tratamento complementar.....	54
4.2.4 Tratamento terciário.....	55
4.3 Acompanhamento operacional e monitoramento do sistema.....	56
4.3.1 Plano de amostragem, análises laboratoriais e medições em campo .....	57
4.3.2 Perfil de sólidos dos reatores anaeróbios .....	60
4.3.3 Medição da vazão e caracterização do perfil hidráulico .....	61
4.4 Análises Estatísticas .....	62
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>64</b>

5.1 Perfil hidráulico da ETE Villa .....	64
5.2 Condições operacionais .....	68
5.3 Aspectos construtivos dos Reatores Anaeróbios da ETE Villa .....	70
5.4 Monitoramento da fase preliminar – Amostragem simples.....	76
5.4.1 DQO e DBO.....	80
5.4.2 Sólidos Totais e em Suspensão .....	81
5.4.3 pH e Alcalinidade.....	82
5.4.4 Nitrogênio e Fósforo .....	84
5.5 Monitoramento da segunda etapa – Amostragem composta .....	86
5.5.1 pH, alcalinidade e ácidos voláteis.....	86
5.5.2 Demanda Bioquímica de Oxigênio .....	90
5.5.3 Demanda Química de Oxigênio.....	92
5.5.4 Carbono orgânico total.....	96
5.5.5 Sólidos sedimentáveis .....	97
5.5.6 Sólidos em suspensão.....	99
5.5.7 Sólidos Totais .....	102
5.5.8 Perfil de sólidos dos reatores anaeróbios.....	104
5.5.9 Óleos e graxas.....	111
5.5.10 Nitrogênio.....	113
5.5.11 Fósforo.....	117
5.5.12 Cloreto .....	118
5.5.13 Sulfato e Sulfeto .....	120
5.6 Atendimento à legislação ambiental.....	123
5.7 Controle estatístico do processo de tratamento de esgoto .....	125
5.8 Limitações operacionais dos reatores anaeróbios .....	128
5.8.1 Sistema de coleta do efluente e remoção de espuma .....	128
5.8.2 Sistema de amostragem de lodo .....	129

5.8.3 Sistema de distribuição de esgoto afluyente .....	130
<b>6 CONCLUSÕES.....</b>	<b>132</b>
<b>7 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS .....</b>	<b>134</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>135</b>

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Parcela da população atendida por coleta e tratamento esgotos no Brasil, por região demográfica .....	21
Figura 2 – Investimentos realizados em 2015 com esgotamento sanitário segundo a região geográfica.....	22
Figura 3 – Imagem área do local de implantação da ETE estudada.....	44
Figura 4 – Fluxograma completo da estação de tratamento de esgoto.....	46
Figura 5 – Caixa de gordura da ETE Villa .....	47
Figura 6 – Gradeamento e caixa de areia localizado ao redor do poço de sucção da estação elevatória de esgoto.....	48
Figura 7 – Sistema de distribuição do esgoto aos reatores anaeróbios. Vista externa (a) e interna (b) da caixa de distribuição e tubulações de distribuição do esgoto afluente aos reatores (c) .....	49
Figura 8 – Desenho esquemático dos reatores anaeróbios da ETE Villa, vista frontal externa (a) e interna (b).....	50
Figura 9 – Reatores anaeróbios da ETE Villa associados em paralelo.....	51
Figura 10 – Filtro de gás do reator anaeróbio da ETE Villa.....	52
Figura 11 – Tratamento complementar dos reatores anaeróbios, composto por FBAS/FAn, decantador, tanque de vistoria e tanque de cloração .....	55
Figura 12 – Filtro de areia e carvão ativado instalado na estação de tratamento de esgoto .....	56
Figura 13 – Pontos de amostragem e coleta de esgoto bruto e tratado .....	57
Figura 14 – Pontos de amostragem de lodo do reator anaeróbio .....	61
Figura 15 – Hidrogramas com a média das vazões horárias da ETE Villa.....	65
Figura 16 – Hidrograma com as vazões máximas da ETE Villa.....	67
Figura 17 – Desenho esquemático da tubulação de distribuição do esgoto afluente no RAn da ETE Villa (dimensões em metro).....	73
Figura 18 – Tubulação para remoção de espuma do RAn da ETE Villa .....	75
Figura 19 – Comportamento das concentrações de DQO total e DBO no afluente e efluente dos RAn ao longo dos quatro períodos do dia monitorados .....	80
Figura 20 – Comportamento das concentrações de ST, STV, SST e SSV no afluente e efluente dos RAn ao longo dos quatro períodos do dia monitorados. ....	81

Figura 21 – Comportamento do pH e alcalinidade no afluente e efluente dos RAn ao longo dos quatro períodos do dia monitorados .....	83
Figura 22 – Concentrações de nitrogênio total e amoniacal presentes no afluente e efluente dos RAn da ETE Villa. ....	84
Figura 23 – Concentração de fósforo solúvel no afluente e efluente dos RAn da ETE Villa .....	85
Figura 24 – Gráfico de boxplot para o comportamento do pH durante o período de monitoramento .....	87
Figura 25 – Gráfico de boxplot da concentração de alcalinidade ao longo do sistema de tratamento da ETE Villa.....	88
Figura 26 – Concentração dos ácidos voláteis totais no afluente e efluente dos reatores anaeróbios da ETE Villa.....	89
Figura 27 – Boxplot das concentrações de DBO (mgO <sub>2</sub> /L) afluente, efluente e da eficiência de remoção dos RAn da ETE Villa .....	90
Figura 28 – Série temporal da carga de DBO (KgDBO/dia) aplicada à ETE Villa, e eficiências de remoção dos RAn .....	91
Figura 29 – Boxplot das concentrações de DQOtotal (mgO <sub>2</sub> /L) afluente, efluente e da eficiência de remoção dos RAn da ETE Villa .....	93
Figura 30 – Boxplot das concentrações de DQO particulada (mgO <sub>2</sub> /L) afluente, efluente e da eficiência de remoção dos RAn da ETE Villa .....	95
Figura 31 – Boxplot das concentrações de COT (mg/L) afluente, efluente e da eficiência de remoção dos RAn da ETE Villa .....	97
Figura 32 – Série temporal das concentrações de sólidos sedimentáveis (mL/L) do afluente da ETE Villa.....	98
Figura 33 – Gradeamento da ETE, com acúmulo excessivo de resíduos.....	98
Figura 34 – Boxplot das concentrações de sólidos sedimentáveis (mL/L) do afluente, efluente e eficiências de remoção (%) dos RAn da ETE Villa .....	99
Figura 35 – Boxplot das concentrações de SST e SSV (mg/L) do afluente e efluente dos RAn da ETE Villa.....	101
Figura 36 – Relação SSV/SST encontrada no afluente dos reatores anaeróbios. ...	102
Figura 37 – Boxplot das concentrações de ST (mg/L) do afluente, efluente e eficiências de remoção (%) dos RAn da ETE Villa .....	104
Figura 38 – Boxplot das concentrações de STV (mg/L) do afluente, efluente e eficiências de remoção (%) dos RAn da ETE Villa.....	104

Figura 39 – Concentração de ST no interior do RAn 2 da ETE Villa .....	106
Figura 40 – Concentração de STF no interior do RAn 2 da ETE Villa.....	107
Figura 41 – Concentração de STV no interior do RAn 2 da ETE Villa.....	107
Figura 42 – Concentração de ST no interior do RAn 1 da ETE Villa .....	108
Figura 43 – Concentração de STF no interior do RAn 1 da ETE Villa.....	108
Figura 44 – Concentração de STV no interior do RAn 1 da ETE Villa.....	108
Figura 45 – Quantidade de biomassa em cada zona do compartimento de digestão do RAn .....	109
Figura 46 – Boxplot das concentrações de óleos e graxas (mg/L) do afluente, efluente e eficiências de remoção (%) dos RAn da ETE Villa.....	112
Figura 47 – Camada de espuma observada na superfície do compartimento de decantação do RAn 1 .....	113
Figura 48 – Boxplot das concentrações de nitrogênio amoniacal afluente e efluente dos reatores anaeróbio da ETE Villa.....	115
Figura 49 – Boxplot das concentrações de NTK do afluente e efluente dos reatores anaeróbios e da eficiência de remoção.....	116
Figura 50 – Boxplot das concentrações de nitrato (mg/L) do afluente efluente dos reatores anaeróbios da ETE Villa.....	116
Figura 51 – Gráficos de boxplot das concentrações de fósforo total e solúvel no esgoto bruto e efluente dos reatores anaeróbios da ETE Villa. ....	118
Figura 52 – Gráficos de boxplot para a concentração de cloreto e eficiência de remoção nos reatores anaeróbios da ETE Villa .....	119
Figura 53 – Boxplot das concentrações de sulfato e sulfeto presentes no afluente e efluente dos reatores anaeróbios da ETE Villa .....	122
Figura 54 – Cartas de controle de qualidade para valores individuais das concentrações de SST, SSed, DBO e DQO no efluente do RAn 1.....	125
Figura 55 – Cartas de controle de qualidade para valores individuais das concentrações de SST, SSed, DBO e DQO no efluente do RAn 2. ....	126

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Requisitos básicos para a implantação dos sistemas descentralizados de manejo de águas residuárias .....	29
Tabela 2 – Fatores relevantes para a sustentabilidade das diferentes tecnologias comumente utilizadas no tratamento de águas residuárias em estações descentralizadas .....	31
Tabela 3 – Resumo de alguns trabalhos sobre o uso de tecnologias anaeróbias em estações de tratamento de esgotos descentralizadas.....	38
Tabela 4 – Especificação das secções transversais ao longo da altura do reator anaeróbio da ETE Villa.....	53
Tabela 5 – Características físicas e operacionais de projeto dos reatores anaeróbios .....	54
Tabela 6 – Características do FBAS da ETE Villa.....	54
Tabela 7 – Parâmetros analisados e metodologia adotada .....	58
Tabela 8 – Parâmetros analisados e metodologia adotada na segunda etapa da pesquisa.....	60
Tabela 9 – Condições impostas aos reatores anaeróbios, considerando os hidrogramas típicos de vazão.....	68
Tabela 10 – Comparação entre características operacionais do reator anaeróbio (RAn) da ETE Villa, reator UASB convencional e tanque Imhoff .....	71
Tabela 11 – Estatística descritiva para a o período de amostragem simples.....	77
Tabela 12 – Estatísticas descritivas referentes ao pH e às concentrações de alcalinidade e AVT do afluente e efluente do sistema de tratamento da ETE Villa ...	86
Tabela 13 – Estatísticas descritivas referentes às concentrações de DBO (mgO <sub>2</sub> /L) do afluente, efluente e eficiências de remoção (%) dos RAn da ETE Villa .....	90
Tabela 14 – Estatísticas descritivas referentes às concentrações de DQO total (mgO <sub>2</sub> /L) do afluente, efluente e eficiências de remoção (%) dos RAn da ETE Villa	92
Tabela 15 – Estatísticas descritivas referentes às concentrações de DQO filtrada (mgO <sub>2</sub> /L) do afluente, efluente e eficiências de remoção (%) dos RAn da ETE Villa	94
Tabela 16 – Estatísticas descritivas referentes às concentrações de COT (mg/L) do afluente, efluente e eficiências de remoção (%) dos RAn da ETE Villa .....	96



Tabela 17 – Estatísticas descritivas referentes às concentrações de sólidos sedimentáveis (mL/L) ao longo do sistema e da eficiência de remoção dos reatores anaeróbios.....	97
Tabela 18 – Estatísticas descritivas referentes às concentrações de SST e SSV (mg/L) do afluente, efluente e eficiências de remoção (%) dos RAn da ETE Villa .....	100
Tabela 19 – Estatísticas descritivas referentes às concentrações de ST e STV (mg/L) do afluente, efluente e eficiências de remoção (%) dos RAn da ETE Villa .....	103
Tabela 20 – Concentração de sólidos totais ao longo da altura dos reatores anaeróbios da ETE Villa.....	105
Tabela 21 – Resultados da relação STV/ST encontrados para os reatores anaeróbios da ETE Villa ao longo do período de monitoramento. ....	110
Tabela 22 – Estatísticas descritivas referentes às concentrações óleos e graxas (mg/L) presentes no afluente e efluente dos reatores anaeróbios e da eficiência de remoção (%) da ETE.....	111
Tabela 23 – Estatísticas descritivas referentes às concentrações de nitrogênio amoniacal, total, nitrito e nitrato (mg/L) do afluente e do efluente dos reatores anaeróbios da eficiência de remoção (%) da ETE Villa.....	114
Tabela 24 – Estatísticas descritivas referentes às concentrações de fósforo total e solúvel (mg/L) encontradas no afluente e efluente dos reatores anaeróbios e da eficiência de remoção (%).....	117
Tabela 25 – Estatística descritiva da concentração de cloreto presente no afluente e efluente dos reatores anaeróbios da ETE Villa .....	119
Tabela 26 – Estatística descritiva para a concentração de sulfeto e sulfeto presentes no afluente e efluente dos reatores anaeróbios da ETE Villa.....	121
Tabela 27 – Percentual de atendimento a Resolução CONAMA 430/2011 para efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários.....	123

## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AVT	Ácidos Voláteis Totais
BRS	Bactérias Redutoras de Sulfato
CHV	Carga Hidráulica Volumétrica
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
CW	Wetlands Construída
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EEE	Estação Elevatória de Esgoto
Ef.	Eficiência de remoção
Efl.	Efluente
EFLULAB	Laboratório de Efluentes
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FBAS	Filtro Biológico Aerado de leito Submerso
FAn	Filtro Anaeróbio
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LIC	Limite Inferior de Controle
LSC	Limite Superior de Controle
LSE	Limite Superior de Especificação
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
PRFV	Plástico Reforçado com Fibra de Vidro
O&G	Óleos e Graxas
RAC	Reator Anaeróbio Compartimentado
RAn	Reator Anaeróbio
SSed	Sólidos Sedimentáveis
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
STF	Sólidos Totais Fixos
STV	Sólidos Totais Voláteis
TDH	Tempo de Detenção Hidráulico
UASB	Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo
UFBA	Universidade Federal da Bahia
Vas.	Velocidade ascensional de fluxo

## 1 INTRODUÇÃO

Tem aumentado o interesse quanto à instalação de sistemas descentralizados de tratamento de esgotos no meio urbano, principalmente em residências unifamiliares, conjuntos habitacionais, instituições de ensino, empreendimentos comerciais, como por exemplo, *shopping centers*, setor hoteleiro e em indústrias, devido principalmente, à possibilidade de se realizar o reúso não potável do efluente tratado e demais resíduos provenientes do tratamento. Além disso, à medida que a urbanização vai crescendo, o investimento em saneamento também vai se tornando necessário e os empreendimentos, principalmente aqueles instalados onde não há rede coletora de esgotos, tendem a se adequarem implantando suas pequenas estações de tratamento de esgoto (ETE).

Com relação à tecnologia utilizada nessas estações descentralizadas, o tratamento anaeróbio tem se consolidado devido à boa relação custo-benefício entre a qualidade do efluente e características, tais como: compactidade, baixa demanda de energia elétrica, baixa produção de lodo, reduzidos custos de implantação, operação e manutenção (MASSOUD, *et al.*, 2009; MOSSAVI, *et al.*, 2010).

Nesse contexto, os reatores anaeróbios, principalmente os reatores de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), têm sido amplamente utilizados no tratamento de esgotos no Brasil, em pequenas comunidades ou mesmo em grandes aglomerados urbanos e indústrias.

As tecnologias de processo aeróbio também têm sido adotadas como opções de pós-tratamento, contribuindo na remoção de nutrientes e, principalmente, adicional de matéria orgânica. Entretanto, o tratamento aeróbio mostra-se mais sensível a problemas operacionais e de manutenção, além disso, se faz necessária elevada demanda de energia elétrica, elevando os custos de operação.

Apesar da implantação crescente da tecnologia anaeróbia em ETE descentralizadas, ainda há pouca experiência com relação à operação em escala plena. Os estudos realizados em estações experimentais demonstram uma boa perspectiva para o tratamento anaeróbio, no que se refere à eficiência de remoção da matéria orgânica e sólidos em suspensão.

Entretanto, os dados em escala experimental nem sempre exprimem condições e resultados similares aos encontrados com a operação em escala plena, a qual está sujeita a problemas operacionais e de manutenção, além das variações de cargas hidráulicas e orgânicas ocorridas ao longo da operação.

Buscando contribuir com os conhecimentos sobre a operação de sistemas descentralizados utilizando o tratamento anaeróbio, esta pesquisa escolheu como objetivo avaliar o desempenho dos reatores anaeróbios instalados em uma ETE em escala plena, destinada a realizar o tratamento dos esgotos gerados de uma instituição de ensino fundamental localizada na cidade de Salvador, Bahia, Brasil.

Os resultados deste trabalho integram a Rede Nacional de Tratamento de Esgotos Descentralizados (RENTED), projeto financiado pela Financiadora de Estudos e Projetos (Finep) e CNPq do MCT.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

O objetivo principal do presente trabalho é avaliar o desempenho operacional dos reatores anaeróbios, componentes de uma ETE construída em escala real, destinada a realizar o tratamento dos esgotos gerados em uma instituição de ensino fundamental.

### **2.2 Objetivos Específicos**

- Caracterizar o hidrograma da estação de tratamento de esgoto, analisando as variações de vazão ocorridas ao longo do dia;
- Avaliar o desempenho da etapa anaeróbia, por meio de análises físico-químicas e observar a qualidade do efluente tratado no que diz respeito ao atendimento a padrões de lançamento;
- Avaliar a formação de lodo nos reatores anaeróbios, com base na determinação do perfil de sólidos.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 Tratamento centralizado *versus* descentralizado de águas residuárias

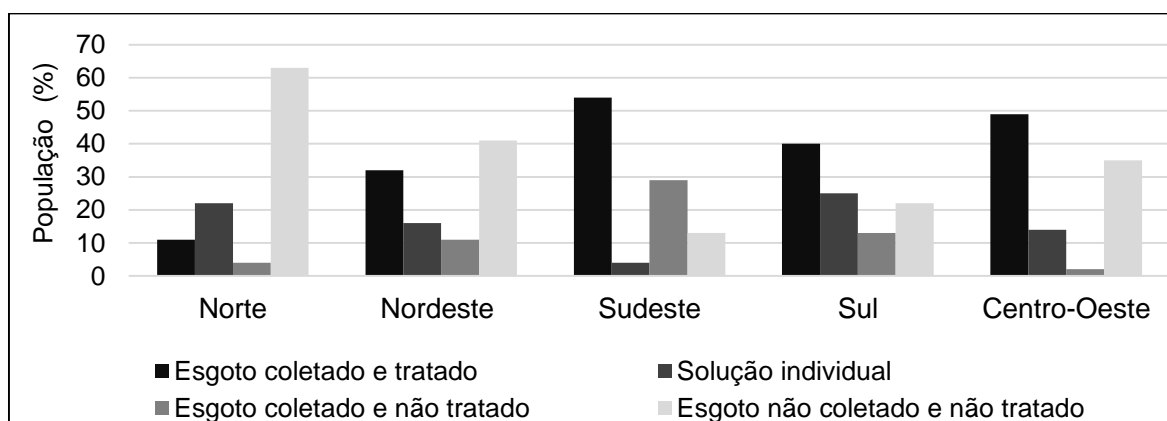
O saneamento básico engloba um conjunto de medidas que visam promover a saúde da população e a redução de impactos ambientais, garantindo um ambiente saudável (LANGERGRABER & MUELLEGGER, 2005). Entretanto, o Brasil ainda apresenta um grande déficit no setor de saneamento, principalmente no que se refere à cobertura da população por redes coletoras e por sistemas de tratamento de esgotos.

A população urbana brasileira estimada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), no ano de 2017 foi de 168.485,7 milhões de habitantes distribuídos em 5.570 municípios.

A situação do atendimento da população brasileira com serviços de esgotamento sanitário é caracterizada da seguinte forma: 43% é atendida por rede coletora e estação de tratamento de esgotos; 12% é atendida por solução individual (fossa séptica); 18% da população se enquadra na situação em que os esgotos são coletados, mas não são tratados; e 27% é desprovida de atendimento, ou seja, não há coleta nem tratamento de esgotos (BRASIL, 2017).

A Figura 1 mostra o percentual da população brasileira atendida por serviços de coleta e tratamento de esgotos, além de retratar as desigualdades regionais na oferta destes serviços essenciais à população.

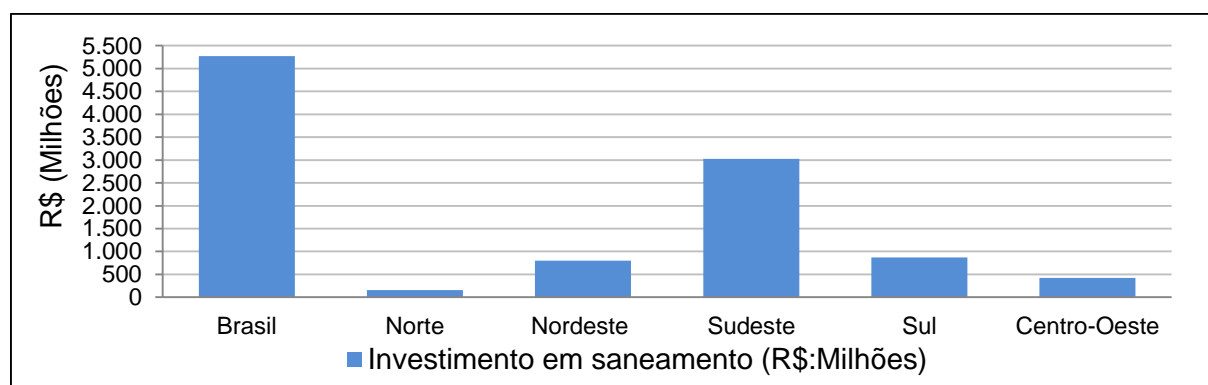
Figura 1 – Parcela da população atendida por coleta e tratamento esgotos no Brasil, por região demográfica



Fonte: BRASIL (2017)

Ao analisar a Figura 1, é constatado que a região Norte do Brasil é a que apresenta os menores índices de atendimento com serviços de redes coletoras e tratamento de esgoto. Nessa região, 67% da população (8,5 milhões de pessoas) possuem atendimento precário ou não possuem tratamento de esgoto. Os baixos níveis de atendimento com coleta e tratamento de esgotos nessa região são reflexos do baixo investimento em infraestrutura dessa natureza. Do investimento destinado ao esgotamento sanitário no Brasil em 2015, apenas 3% é aplicado na região Norte contra 57 % investidos na região Sudeste, conforme pode ser visto na Figura 2.

Figura 2 – Investimentos realizados em 2015 com esgotamento sanitário segundo a região geográfica



Fonte: SNIS (2015)

Diante do atual quadro, é constatado a necessidade de ampliação das redes coletoras e das unidades de tratamento de esgotos, destacando que é importante que se adaptem às condições socioeconômicas das diferentes estruturas e condições dos estados brasileiros, que exigem diferentes soluções para resolver essa carência.

Segundo Fiúza Jr. & Philippi (2005), o índice de esgotamento tão baixo registrado nos estados brasileiros é resultado de uma visão centralizadora adotada no país, que contempla a utilização de grandes estações de tratamento de esgoto (ETE). O alto custo de implantação dos sistemas centralizados onera o investimento nas estruturas sanitárias, devido à necessidade de investimento de capital em ligações prediais, redes, interceptores, emissários e estações de bombeamento, dificultando o Governo de investir de forma descentralizada e em cidades de pequeno e médio porte ou regiões com baixa densidade populacional (OLIVEIRA JUNIOR, 2013).

Diversos estudos realizados mostram a viabilidade técnica, operacional e econômica das tecnologias voltadas para a descentralização do tratamento dos esgotos. Com a

implantação de sistemas descentralizados com estações compactas, é esperado custos de implantação significativamente inferiores àqueles das estações de tratamento centralizadas. Logo a descentralização do tratamento dos esgotos é vista como incremento na qualidade de serviços sanitários prestados, pela relação custo-benefício favorável à adoção dessa prática (HOFMMAN *et al.*, 2004; MOUSSAVI *et al.*, 2010; OLIVEIRA JUNIOR, 2013).

Entretanto, em princípio, não é possível aceitar ou recusar nenhum dos dois tipos de modelos de gerenciamento de tratamento de águas residuárias, sendo necessário avaliar cada caso particularmente. O ideal é a coexistência entre os sistemas centralizados e descentralizados, com vários níveis de aplicabilidade a fim de promover atendimento eficiente em todas as regiões do país (MENDONÇA, 2015).

O gerenciamento centralizado é uma lógica que tem sido implementada e utilizada como forma de tratar águas residuárias em áreas com elevada densidade populacional ou urbanizadas. Normalmente, esses sistemas são de propriedade pública que gerenciam um conjunto de equipamentos e instalações destinados a coletar, transportar, tratar e destinar de maneira segura grandes volumes de águas residuárias residenciais, comerciais e industriais (SURIYACHAN *et al.*, 2012).

Apesar de o sistema centralizado ser aplicado na maior parte dos países desenvolvidos ou em desenvolvimento, sendo considerado consolidado para solucionar a problemática do tratamento de esgotos domésticos, apresenta elevado custo referente à implantação, operação e manutenção, e, portanto, esse tipo de sistema não é atrativo para o atendimento a pequenas comunidades e/ou comunidades isoladas (MASSOUD *et al.*, 2009; SABRY, 2010).

Cerca de 80-90% dos custos de capital de implantação do sistema centralizado estão relacionados com a rede coletora, devido aos gastos com grandes extensões de tubulações que recebem contribuições divididas por sub-bacias, convergindo a pontos de reunião em cotas baixas, a partir das quais estações elevatórias as recalcam até a área de tratamento, localizada afastada dos centros urbanos. Assim, as grandes instalações de bombeamento e transporte, também, na maioria dos casos, implicam em baixa eficiência energética (MAURER *et al.*, 2006; MASSOUD *et al.*, 2009)

Geralmente são empregadas tecnologias de tratamento complexas, que na maioria das vezes é dependente de energia elétrica, necessitando de elevada demanda para



a degradação do material carbonáceo e para a nitrificação. Além disso, ocorre alta produção de lodo levando a elevados custos referente à sua disposição final (MAURER *et al.*, 2006; MASSOUD *et al.*, 2009)

Contudo, os sistemas centralizados são bem aceitos pelo público em geral. O público está ciente de que os processos de tratamento estão em andamento contínuo e, em geral, são garantidos por uma autoridade pública responsável pela gestão das ETE, bem como, pelo sistema de coleta de esgoto que requer uma tarifa correspondente de pagamento por unidade de volume. Isso significa que as ETE são operadas por terceiros, logo os geradores de águas residuárias não estão diretamente envolvidos no seu tratamento (LIBRALATO *et al.*, 2012).

Por outro lado, o gerenciamento de sistemas descentralizados é caracterizado pela coleta, tratamento, descarte e/ou reutilização de pequenos volumes de águas residuárias localizadas próximas ao local de geração (SURIYACHAN *et al.*, 2012; CAPODAGLIO, 2017). É indicado para atender regiões onde não há rede coletora de esgotos, principalmente em regiões periféricas, zonas rurais e de baixa densidade populacional (MOUSSAVI *et al.*, 2010; LIBRALATO *et al.*, 2010). Contudo, também pode ser aplicado como alternativa para o tratamento de efluentes industriais e comerciais (TCHOBANOGLIOUS & GIKAS, 2009; LIBRALATO *et al.*, 2012).

O manejo descentralizado dos esgotos possui como principais objetivos a promoção e proteção da saúde pública e do meio ambiente, a redução dos custos de tratamento quando comparado ao tratamento centralizado, promovendo um saneamento sustentável (MASSOUD *et al.*, 2009; LIBRALATO *et al.*, 2012; LARSEN *et al.*, 2013; CAPODAGLIO, 2017).

Assim como no sistema centralizado, é necessário um sistema de coleta local, porém, a utilização de tubulações extensas e de grandes diâmetros é evitada, assim como a escavação profunda, deixando os maiores gastos para a unidade de tratamento. Nesse caso, uma das vantagens econômicas é atribuída à rede coletora, que apresenta menores custos, facilidades técnicas e melhor gerenciamento de obras (TREIN, 2015; CAPODAGLIO, 2017).

Uma das vantagens ambientais dos sistemas descentralizados é a possibilidade de reutilizar no próprio local os recursos gerados no tratamento, tais como o efluente

tratado, o lodo e o biogás (produzido a depender da tecnologia de tratamento utilizada), além de possibilitar a reciclagem dos nutrientes (nitrogênio e fósforo), diminuindo assim os impactos negativos na natureza (LIBRALATO *et al.*, 2012; COPADAGLIO, 2017).

Entretanto, apesar das vantagens econômicas e ambientais, a operação e manutenção de sistemas descentralizados foi deixada ao encargo dos proprietários resultando em muitos casos na falha do sistema devido a manutenção inadequada. Sendo assim, muitos sistemas atualmente em uso não fornecem um nível de tratamento necessário para proteger a saúde pública e o ambiente receptor. Portanto, é essencial desenvolver políticas, programas, diretrizes e instituições para assegurar o bom desempenho do projeto, construção, operação e manutenção de sistemas descentralizados de tratamento de águas residuárias (MASSOUD *et al.*, 2009; LIBRALATO *et al.*, 2012).

Geralmente, os sistemas descentralizados requerem mais envolvimento e participação de usuários locais do que os centralizados. Eles podem ser muito bem aceitos quando seus objetivos e vantagens, principalmente econômicas, forem claramente informados aos usuários (COPADAGLIO *et al.*, 2016; COPADAGLIO, 2017).

O estudo realizado por Suriyachan *et al.* (2012) examinou três casos na cidade de Bangkok, para avaliar o potencial de abordagens de gestão de águas residuárias centralizadas e descentralizadas para o desenvolvimento urbano. Os resultados mostraram que o gerenciamento descentralizado se mostrou economicamente e tecnicamente eficiente e condutor do desenvolvimento urbano sustentável na área de aplicação. A descentralização mostrou ser uma estrutura de custo competitivo devido às linhas de esgoto mais curtas, tecnologia empregada mais simples e custos adicionais limitados, enquanto necessária eficiência no tratamento poderia ser alcançada com boa operação e manutenção. A água recuperada localmente foi em grande parte utilizada para a irrigação da paisagem de áreas verdes, enquanto em sistemas centralizados menos de 5% do efluente foi reciclado.

### **3.2 Tratamento descentralizado de águas residuárias**

Segundo a USEPA (2004), o tratamento descentralizado apresenta duas abordagens: o sistema *on-site* (no local) e *cluster* (em grupo). O sistema *on-site* é definido como

aquele que coleta, transporta, trata, destina ou reutiliza águas residuárias provenientes de uma única residência ou edifício. Já o sistema *cluster*, é responsável por coletar as águas residuárias provenientes de duas ou mais residências, transportando-os para um local adequado para o seu tratamento e disposição final.

Sistemas de tratamento descentralizados *on-site* podem ser subdivididos em sistemas *households* (sistemas residências) e *community* (comunidade). Os sistemas *households* são sistemas domésticos realizando o tratamento de esgoto unifamiliar. Enquanto os sistemas *community on-site* tratam o efluente residencial e comercial (excluindo os efluentes industriais) em áreas próximas de sua geração, de uma edificação (USEPA, 2005).

As estações de tratamento de esgoto de pequeno porte de acordo com a legislação vigente no Brasil são aquelas com vazão nominal de projeto menor ou igual a 50 L/s ou com capacidade para atendimento de até 30.000 habitantes, a critério do órgão ambiental competente (BRASIL, 2006).

A reutilização de elementos recuperados pelo tratamento de águas residuárias favorece a formação de "ciclos fechados" utilizando os recursos gerados, de acordo com os princípios da economia circular. Para reduzir o uso e o desperdício destes recursos, que na maioria das vezes são utilizados uma única vez, o conceito de "circuito fechado" foi introduzido, implicando na reutilização contínua (mesmo que para fins diferentes) com um processamento mínimo exigido para cada uso subsequente (CAPO-DAGLIO, 2017).

### **3.2.1 Segregação dos fluxos de águas residuárias**

Destaca-se também, como proposta sustentável dos sistemas de saneamento descentralizado a segregação de diferentes fluxos de águas residuárias domésticas para posterior recuperação/reutilização de acordo com suas características, e o emprego de unidades que minimizem a utilização de água, tal como o banheiro seco (MAGRI, 2013; TREIN, 2015).

Sabe-se que as águas residuárias domésticas podem ser divididas em dois grandes fluxos: água negra (mais concentrada, contendo fezes e urina) e água-cinza, menos concentrada, contendo resíduos de banho, lavatório, tanque/máquina de lavar roupa (água cinza clara) e proveniente da pia da cozinha e máquina de lavar louça (água

cinza escura). A água negra pode ser ainda dividida em urina (água amarela) e fezes (água marrom) usando banheiros ou urinóis de desvio de urina. Os dois fluxos, água cinza e água negra, são coletados nos domicílios em duas redes de tubulação separadas e tratados separadamente (ROELEVELD & ZEEMAN, 2006; OPHER & FRIDLER, 2016; CAPODAGLIO, 2017).

A separação dos diferentes fluxos de águas residuárias evita a diluição desnecessária de resíduos. Logo os nutrientes (principalmente contidos na água negra ou amarela) podem ser recuperados de forma mais fácil e eficiente a partir de fluxos concentrados. Além disso, a maioria dos agentes patogênicos e micro-poluentes (como produtos farmacêuticos e disruptores endócrinos) está contida nas águas negras, portanto, a segregação deste fluxo minimiza as chances de contaminação externa.

Outra vantagem é a redução no volume de resíduos líquidos, diminuindo a quantidade de energia necessária para operar o sistema de coleta de esgoto (menor volume de bombeamento), além de ser possível a redução do uso de energia (por exemplo, a aeração) e quantidades de subprodutos gerados (lodo de excesso) (LIBRALATO *et al.*, 2012; OPHER & FRIDLER, 2016; CAPODAGLIO, 2017).

Geralmente, a segregação da água negra torna o tratamento anaeróbio, com recuperação de energia sob a forma de biogás e nutrientes, com pós-processamento, uma opção de tratamento muito atraente, visto que a energia gerada poderia ser utilizada para alimentar os sistemas locais de residência, o que está alinhado com os princípios da economia circular (CAPODAGLIO, 2017).

Um estudo realizado por Graaff *et al.*, (2010) mostrou que a aplicação do tratamento com reator UASB para água negra concentrada coletada a partir de um sistema experimental de vaso sanitário à vácuo à temperatura ambiente, com alta concentração de DQO em torno de 9.800 mg/L resultou em elevada geração de metano (cerca de 1,8 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>/ m<sup>3</sup> água negra tratada) e 80% de eficiência na remoção de DQO.

As águas cinzas, na maioria das vezes, podem apresentar em sua composição compostos tóxicos ao tratamento biológico empregado, provenientes de produtos químicos (detergentes e produtos de higiene pessoal), gorduras/graxas de lavatórios de cozinha. Sendo assim, a sua segregação contribui na redução de possíveis impactos ao tratamento biológico utilizado. Apesar disso, por apresentar baixa concentração de

patógenos e matéria orgânica, após ser empregado tratamento adequado, a água poderia ser reutilizada como fonte alternativa, para a lavagem de calçadas, veículos, paisagismo e etc. (LIBRALATO *et al.*, 2012; CAPODAGLIO, 2017).

Constata-se que a separação dos diferentes fluxos de águas residuárias contribui para a sustentabilidade dos sistemas descentralizados, visto que a recuperação de recursos é favorecida, além de contribuir na redução da complexidade dos processos de tratamento, ao empregar tecnologias que são fáceis de manter localmente (OPHER, 2016).

Conclui-se que a descentralização prioriza uma abordagem holística, pois procura aproveitar os benefícios proporcionados pela redução das quantidades de resíduos gerados pela segregação de fluxo na fonte e a reciclagem ou reutilização do efluente tratado no local, além de procurar minimizar o comprimento total de rede coletora, priorizando os investimentos em tratamento (MASSOUD *et al.*, 2009; CAPODAGLIO, 2017).

### **3.3 Tecnologias utilizadas para o tratamento descentralizado de águas residuárias**

Existem muitas tecnologias de tratamento que podem ser aplicadas sob o contexto da descentralização, mas a escolha está relacionada com a finalidade do tratamento, requisitos de desempenho desejado, recursos financeiros disponíveis, facilidades de operação e manutenção, com as condições específicas do local e características das águas residuárias, tais como: fonte, fluxo médio diário, vazões máximas e variabilidade sazonal (MASSOUD *et al.* 2009).

No contexto sustentável, a tecnologia mais adequada, em qualquer situação, é aquela que se mostra economicamente acessível, ambientalmente protetora, tecnicamente e institucionalmente consistente além de ser socialmente aceitável para a aplicação específica. Para Capodaglio *et al.*, (2017), ao melhorar ou projetar um sistema descentralizado de tratamento de esgotos, os critérios de sustentabilidade relacionados aos aspectos apresentados na Tabela 1 devem ser considerados.

Tabela 1 – Requisitos básicos para a implantação dos sistemas descentralizados de manejo de águas residuárias

Impacto	Requisitos	Observações
Saúde e higiene	Minimizar o risco humano de exposição a agentes patogênicos e substâncias perigosas que possam afetar a saúde pública, desde o ponto de eliminação até a reutilização final.	Deve ser fornecido algum grau de desinfecção das águas residuárias tratadas em caso de reutilização ou contato humano.
Meio ambiente e Recursos naturais	Além da eficácia da remoção de poluentes, os recursos para a construção e operação do sistema devem ser considerados. O nível de reciclagem e reutilização (por exemplo, retorno da água, uso de nutrientes e materiais orgânicos para a agricultura) e geração de recursos não renováveis (por exemplo, produção de biogás) devem ser analisados durante a elaboração do projeto para a implantação da ETE.	O ambiente de destinação do efluente tratado é crucial para a seleção da tecnologia aplicada. Os processos de avaliação do local e a avaliação da sua capacidade de carga devem ser realizados.
Tecnologia	A maximização da funcionalidade, facilidade de construção, operação e monitoramento pelos usuários locais são primordiais no caso de sistemas descentralizados.	A robustez e/ou a vulnerabilidade a cortes de energia, escassez de água, inundações, sazonalidade etc., são fatores importantes para a escolha da tecnologia aplicada.
Financeiro e Econômico	Os sistemas descentralizados devem ser relacionados com a capacidade das famílias /comunidades locais em arcar com os custos do sistema (incluindo construção, operação, manutenção e reinvestimentos necessários).	Os sistemas devem fornecer serviços sem se tornarem encargos financeiros excessivos para a comunidade dos usuários
Sociocultural e Institucional	A aceitação sociocultural, a conveniência, a percepção, o impacto na dignidade humana, o cumprimento do quadro legal e as configurações institucionais devem ser considerados.	Os usuários devem ser informados e aceitar práticas subjacentes, incluindo as de reutilização e reciclagem de recursos.
Fatores de incômodo e Estético	O impacto estético deve ser reduzido, uma vez que os sistemas descentralizados são instalados geralmente em áreas residenciais mais próximas. Integração da natureza e função ecológica ou (por outro lado) o mimetismo ou ocultação devem ser incluídos no projeto. Design e operação devem levar em consideração possíveis fatores de incômodo (por exemplo, odores e barulho) a fim de evitá-los.	O público alvo é especialmente sensível a fatores de incômodos altamente subjetivos (por exemplo: barulhos e odores). Boas práticas podem reduzir o risco de rejeição.

Fonte: Adaptado de Capodaglio (2017).

O tratamento anaeróbio tem sido o mais utilizado em ETE descentralizadas, devido à boa relação custo-benefício entre a qualidade do efluente e características tais como: compactidade, baixa demanda de energia elétrica, baixa produção de lodo, reduzidos custos de implantação, operação e manutenção (ROELEVELD & ZEEMAN, 2006; MASSOUD, *et al.*, 2009; MOSSAVI, *et al.*, 2010; SABRY, 2010; KASSAB *et al.*, 2010, CHERNICHARO *et al.*, 2015).

Assim, muitas empresas no Brasil, já oferecem um portfólio variado de estações descentralizadas, utilizando tratamentos anaeróbios seguidos ou não por processos aeróbios, a exemplo de países como a Austrália, Estados Unidos e Japão, que utilizam esse tipo de ETE, inclusive com normatização (USEPA, 2005).

Os tanques sépticos seguidos de unidades de tratamento complementar ou simples disposição no solo via sumidouros ou valas de infiltração são comumente aplicados ao tratamento de esgotos unifamiliares, apesar de resultarem em baixa conversão de componentes orgânicos (NAPHI, 2004; AL-SHAYAH & MAHOUD, 2008). O tanque Imhoff é outro tratamento anaeróbio que pode acomodar taxas de fluxo maiores do que o tanque séptico, mas sua utilização é menos comum (ROELEVELD & ZEEMAN, 2006; MASSOUD *et al.*, 2009; OLIVEIRA JUNIOR, 2013).

Pesquisas têm procurado soluções mais apropriadas tecnologicamente que substituam o tanque séptico. Sendo assim, o reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) tem sido proposto como processo de alta taxa e boa eficiência, mais ajustado e promissor para tratamento descentralizado de águas residuárias. Apresenta eficiências de remoção cerca de 70% do material orgânico presente em esgotos domésticos, e possibilitam a geração de energia pelo aproveitamento do metano produzido durante o processo de tratamento, além de apresentar baixa demanda de área, simplicidade construtiva e operacional (ROELEVELD & ZEEMAN, 2006).

Contudo, o processo anaeróbio, por si só, nem sempre é capaz de garantir a qualidade de um efluente final que atenda aos limites exigidos pelos padrões de lançamento. Assim, frequentemente, se faz necessária a utilização de unidades de polimento, com o objetivo de melhorar a qualidade microbiológica dos efluentes, em vista dos riscos e limitações à saúde pública, imposto sobre o uso de efluentes tratados na agricultura, e a remoção de nutrientes devido aos danos ambientais causada pela descarga desses poluentes remanescentes na superfície dos corpos receptores (CHERNICHARO *et al.*, 2015).

Para o tratamento complementar, as tecnologias indicadas para a abordagem descentralizada são tanto os reatores que se baseiam no processo depurativo de biomassa aderida em material suporte, tais como os filtros anaeróbios, biofiltros aerados de leito submerso, filtros de areia, valas de filtração e *wetlands* construídos (WC), quanto aos reatores que propiciam o desenvolvimento de biomassa em suspensão,

como processo de lodo ativado operado em bateladas sequenciais, além dos biorreatores com membranas e, em casos específicos, as lagoas de polimento (MASSOUD *et al.*, 2009).

A Tabela 2 resume as considerações necessárias relacionadas com a sustentabilidade para a implantação das principais tecnologias anaeróbias empregadas em estações de tratamento de águas residuárias descentralizadas.

Tabela 2 – Fatores relevantes para a sustentabilidade das diferentes tecnologias comumente utilizadas no tratamento de águas residuárias em estações descentralizadas

<b>Categoria</b>	<b>Tanques Sépticos (Imhoff e derivados)</b>	<b>Processos anaeróbios (UASB)</b>
<b>Meio ambiente</b>		
Proteção ambiental	Remoção de sólidos em suspensão. Remoção parcial de matéria orgânica dissolvida, praticamente sem remoção de nutrientes.	Eficiente na remoção de grande parte da matéria orgânica. Não há remoção de nutrientes, sendo necessário pós-processamento.
Saúde humana e ecossistema	O efluente necessita de pós-processamento para remoção de patógenos. Não ocorre desinfecção significativa.	O efluente geralmente precisa de um pós-processamento, ocorre uma pequena desinfecção.
Conservação de recursos	Consumo limitado de solo (sistemas subterrâneos), baixa entrada energética, a água é retornada com tratamento parcial para águas subterrâneas (infiltração) ou águas superficiais (geralmente após finalização de CW).	Redução do consumo de solo para construção, sem consumo de energia, além de ser possível obtenção de energia (biogás). Geração de efluentes e lodo em alto teor de nutrientes pode ser usada na agricultura.
Reciclagem de nutrientes e materiais	Os lodos contendo nutrientes devem ser evacuados periodicamente. O processamento é necessário podendo ser realizado, por exemplo, compostagem antes da reciclagem.	Não há remoção de nutrientes. Os lodos podem ser pós-processados para remoção de nutrientes, além da geração de energia por meio do biogás produzido.
Reutilização de água	A água é devolvida ao ciclo natural com tratamento limitado. Possibilidade de contaminação das águas subterrâneas por compostos orgânicos e nitratos.	O efluente tratado pode ser utilizado na irrigação ou outros usos locais após pós-processamento adequado.
Demanda de energia / Gases efeito estufa (GEE)	Requisitos de baixa energia. As condições anaeróbicas podem causar emissões de metano e CO <sub>2</sub> em quantidades que geralmente não valem a pena a recuperação.	Demanda baixa energia, além de permite a geração de energia por meio biogás (possivelmente o bio-hidrogênio). O metano não recolhido/disperso é considerado emissão prejudicial de gases de efeito estufa.

(Continua)



Tabela 2 – Fatores relevantes para a sustentabilidade das diferentes tecnologias comumente utilizadas no tratamento de águas residuárias em estações descentralizadas (Continuação)

<b>Categoria</b>	<b>Tanques Sépticos (Imhoff e derivados)</b>	<b>Processos anaeróbios (UASB)</b>
<b>Econômico</b>		
Custos de investimento	Mínimo	Baixa, especialmente para infraestrutura física. Necessita de sistema de conexão para usuários.
Custos de operação e Manutenção	Mínimos (necessária apenas evacuação periódica de lodo). Alguns usuários alimentam esses sistemas com biomassa liofilizada para melhorar a degradação da matéria.	Baixo. Não exige mão de obra qualificada e treinamento complexo.
Eficiência tecnológica	Solução de baixa eficiência e baixo custo. Geralmente adotado como um primeiro nível de saneamento em países em desenvolvimento.	O custo da tecnologia por unidade de poluente orgânico removido é baixo. Tecnologia apresenta grande robustez operacional.
Gerenciamento de resíduos	O excesso de biomassa e espuma deve ser periodicamente removido e descartado. Dependendo das quantidades, pode ser processado para recuperação de energia/material.	Baixa produção de lodo excessivo. Biomassa estabilizada.
População atendida	Tecnologia muito pouco sofisticada pode ser construída e gerenciada por uma população local pouco qualificada, geralmente empregada em residências unifamiliares.	Tecnologia sofisticada, as estruturas podem ser construídas por população local de médio alcance. A operação exigirá permanentemente algum trabalho especializado.
<b>Social</b>		
Saúde pública	Não há remoção de patógenos, sendo necessária realização de tratamento complementar para desinfecção.	Não ocorre grande desinfecção realizada pelo processo. É necessário pós-processamento.
Impactos Estéticos	Sistemas mal projetados podem gerar fortes odores, proliferação de insetos e pragas (ratos, aves, etc.). A estética não é um problema, pois esses sistemas geralmente são completamente subterrâneos.	O tratamento pode produzir odores fortes e geração de gases. Os odores podem incomodar a população residente e ser fonte de não aceitação e queixa. Devem ser introduzidas medidas adequadas desde a fase de concepção. A estética pode ser melhorada por paisagismo e mimetização.
Planejamento	Um planejamento adequado e compartilhado que responda às preocupações da população residente deve ser promulgado desde o primeiro momento. Muitas vezes, a comunicação adequada e aberta com as partes interessadas é a chave para a aceitação social.	
Taxas de operação	Extremamente baixo.	Médio-baixo. Suportado pelos usuários.

(Continua)

Tabela 2 – Fatores relevantes para a sustentabilidade das diferentes tecnologias comumente utilizadas no tratamento de águas residuárias em estações descentralizadas (Conclusão)

<b>Categoria</b>	<b>Tanques Sépticos (Imhoff e derivados)</b>	<b>Processos anaeróbios (UASB)</b>
Regulamentos go-vernamentais	Não é mais necessário solicitação de permissão em alguns países desenvolvidos.	Processo pode obedecer às normas básicas de qualidade de água
Atitude dos cidadãos	Poderia ser mais bem aceito nos países em desenvolvimento como uma solução para primeira etapa para o saneamento básico.	Não obstante a perspectiva inicial da recuperação de recursos anexada a essa tecnologia, os usuários tendem a desconfiar de processos semelhantes, pois podem ter medo de que os incômodos (especialmente os odores) possam surgir.
Observações	Poderia constituir o componente básico de um sistema descentralizado seguido de processos de acabamento e desinfecção.	UASBs exigem menor área de superfície em comparação com CWs, e muito menos energia operacional do que biorreatores de membranas. As maiores vantagens dos UASBs são a simplicidade de construção e operação, e a possibilidade de recuperação de energia (biogás, bio-hidrogênio). Originalmente usado principalmente em regiões quentes, a sua aplicabilidade a baixas temperaturas (até 10° C) foi, no entanto, mostrada. Os efluentes podem ser processados para a recuperação de nutrientes.

Fonte: Adaptado de Capodaglio (2017).

### 3.4 Limitações do tratamento de águas residuárias em estações descentradas

Independente da tecnologia de tratamento utilizada, os sistemas descentralizados, mesmo aqueles construídos para menores populações, os quais se caracterizam por vazões não equilibradas, precisam ser mais flexíveis, de forma a suportar as variações de carga e vazão, além de ser mais robustos no sentido de necessitar de pouca operação.

Geralmente ocorrem picos de vazão mais pronunciados nas estações descentralizadas. Picos de sobrecarga hidráulica podem causar problemas de funcionamento em sistemas que tenham pouca flexibilidade, podendo até causar a diminuição da eficiência, especialmente no caso de processos que contemplem a remoção de nutrientes (HOFFMAN *et al.*, 2004).

Os hidrogramas de águas residuárias de residências unifamiliares mostram que o fluxo varia amplamente ao longo de um período de 24 horas, com a maior parte da carga hidráulica ocorrendo em períodos de tempo relativamente curtos. A ausência

de fluxos instantâneos são típicos, assim como elevados os picos de vazão (USEPA, 2002; RIBEIRO, 2016).

Essa ampla flutuação nos fluxos pode ter um efeito significativo nos processos de remoção de nitrogênio. Segundo Oakley *et al.* (2010), o tratamento descentralizado tem sido considerado uma grande fonte de lançamento de nitrogênio para águas superficiais e subterrâneas. Estudos mostraram que a remoção de nitrogênio nesse tipo de sistema é muito limitada, devido à dificuldade operacional para controlar os processos de remoção de nitrogênio, principalmente em residências unifamiliares.

Oakley *et al.*, (2010) discute em sua pesquisa que as variações de carga ao longo do dia como por exemplo, as concentrações de DBO afetam diretamente a remoção de nitrogênio. Os resultados da pesquisa indicaram que altas concentrações de DBO podem inibir a nitrificação, enquanto baixas concentrações podem causar baixas taxas de desnitrificação.

Além das variações de fluxo, a presença de compostos tóxicos presentes nos esgotos domésticos representa uma ameaça ao desempenho das estações compactas, principalmente em sistemas unifamiliares, onde não é possível a diluição destes compostos na rede coletora, como ocorre nos sistemas centralizados, minimizando sua concentração e impactos causados no tratamento biológico.

Oakley (2005) apresenta como exemplo, a utilização de um solvente de limpeza de tapete que foi descartado juntamente com o esgoto doméstico, contaminando o tanque séptico e destruindo a população bacteriana nitrificante presente no tratamento aeróbio. O autor relata que o monitoramento contínuo é extremamente importante para a detecção da presença de compostos tóxicos, permitindo a tomada de devidas providências para minimizar os impactos na comunidade bacteriana.

Apesar da larga utilização do tratamento anaeróbio, algumas estações descentralizadas têm adotado sistemas aeróbios como única forma de tratamento ou complementar ao anaeróbio, principalmente em estações que recebem volume de águas residuárias considerável, a exemplo de ETEs que atendem empreendimentos habitacionais. Entretanto, o tratamento aeróbio mostra-se mais sensível há problemas operacionais e de manutenção.

Bastos (2012), ao avaliar o comportamento de uma ETE compacta do tipo lodo ativado em empreendimento condominial, relata que a qualidade do efluente tratado mostrou-

se sensível às oscilações operacionais e de manutenção. Durante o monitoramento foi relatada baixa eficiência no tratamento, principalmente em relação às remoções de fosforo, nitrogênio amoniacal e nitrito que apresentaram eficiências de remoção de 10%, 12,5% e 33,3% respectivamente. Esse desempenho limitado foi atribuído à paralisação dos aeradores em função de uma pane elétrica no condomínio, levando o sistema a operar em regime anaeróbio.

A ocorrência de panes elétricas no condomínio e o mau funcionamento do sistema de aeração foram recorrentes, durante o período de monitoramento da ETE compacta realizada por Bastos (2012). Dessa forma, fica evidente a importância da manutenção do sistema. É importante que se tenha equipamentos sobressalentes, de modo que durante o período de reparação o desempenho da ETE não seja afetado.

Outro critério de projeto que deve ser levado em conta é a existência de geradores de energia para alimentar o sistema em casos de queda de energia elétrica. A interrupção do sistema devido à falta de energia acarreta na paralisação da aeração com impactos negativos diretos sobre a nitrificação biológica, além de afetar os sistemas de elevatórias (BASTOS, 2012; DIAS, 2014).

Na maioria das estações descentralizadas não é levado em conta durante a etapa de financiamento a importância de se adquirir geradores de energia e equipamentos de aeração (por exemplo, sopradores e compressores) sobressalentes, como é realizado nos sistemas centralizados. As ocorrências de problemas de operação devem ser previstas durante o projeto de implantação da ETE, a fim de se estabelecer medidas mitigatórias.

Ao contrário das estações centralizadas, onde são realizadas análises físico-químicas e microbiológicas periodicamente, a maioria das estações descentralizadas não realiza monitoramento com elevada frequência. Bastos (2012), ao acompanhar a rotina da estação de tratamento condominial relata que a frequência das amostragens do afluente e efluente tratado era bimestral. A operação da ETE está intimamente relacionada com os parâmetros analisados e é desejável que o monitoramento seja realizado com maior frequência, principalmente em sistemas aeróbios que exigem maior controle microbiológico.

Além disso, os programas de treinamento para os funcionários dessas estações de tratamento são essenciais para o bom funcionamento e manutenção de equipamentos

e instalações, incluindo o monitoramento da qualidade das águas residuárias e características do lodo (BASTOS, 2012; RIBEIRO, 2016). Entretanto, na maioria das vezes apenas é disponibilizado aos profissionais (operadores e engenheiros), um material de leitura e uma apresentação das tecnologias dos sistemas sem o grau de aprofundamento necessário para operação (MASSOUD *et al.*, 2009; DIAS, 2014).

O conhecimento microbiológico por parte dos operadores é importante para o desempenho de uma ETE. A análise periódica das características do lodo, tal como o controle da formação de flocos dispersos e crescimento de bactérias filamentosas é necessário para que a eficiência do tratamento biológico não seja afetada (BASTOS, 2012; RIBEIRO, 2016).

Entretanto, a maioria das estações descentralizadas está sendo construídas enterradas por questões estéticas ou utilizando como material a fibra de vidro reforçada. Dessa maneira, a ETE não apresenta estruturas de fácil acesso e visualização do processo, dificultando assim a manutenção e a operação (OLIVEIRA JUNIOR, 2013; DIAS, 2014).

Ferreira (2003) ao realizar uma avaliação sobre um sistema condominial de esgotos destaca que apesar do sistema de esgotamento e tratamento descentralizado ser uma alternativa viável para amenizar a falta de atendimento de saneamento básico principalmente em regiões de baixa renda, o funcionamento insatisfatório destes sistemas está relacionado com o mau uso, a falta de operação adequada e de campanha educativa para a população.

Com relação às estações descentralizadas instaladas em empreendimentos habitacionais e comerciais, é importante que ocorra uma conscientização de que o investimento inicial realizado para aprovação da construção da ETE deve se manter, pois estações de tratamento quando bem monitoradas e operadas beneficiam o ambiente, saúde, além de gerarem economia financeira ao ser praticado o reúso do efluente tratado e demais subprodutos provenientes do tratamento.

### **3.5 Experiências de aplicação do tratamento anaeróbio em ETE descentralizadas**

Visando tratar as águas residuárias de forma eficiente, mas ocupando menos espaço físico, pesquisadores e empresas têm procurado desenvolver sistemas descentraliza-

dos compactos. Nesse sentido, tem-se procurado alternativas economicamente viáveis na construção, operação e manutenção, principalmente em relação ao manejo do lodo produzido. Sendo assim, no Brasil a utilização da tecnologia anaeróbia vem sendo bastante estudada e aplicada, devido as suas inúmeras vantagens de aplicação e ao clima favorável do país (ACHAVAL, 2014).

A Tabela 3 apresenta um resumo dos estudos realizados sobre o desempenho de estações compactas utilizando principalmente tecnologias anaeróbias, tais como: tanques sépticos, reatores anaeróbios compartimentados (RAC), filtro anaeróbio e reatores UASB.

Os seguintes trabalhos relatam experiências em escala real: Boff *et al.* (2001) que investigaram o tratamento de esgoto de comunidades de até 5.000 habitantes, Bazarella (2005) realizou o monitoramento do tratamento da água cinza bruta proveniente de edificação localizada no parque experimental da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), Javarez Júnior (2007) tratou metade do esgoto gerado pela FEA-GRI/UNICAMP, Valentina (2009) avaliou a produção e o tratamento da água cinza gerada em uma edificação multifamiliar de alto padrão e Ribeiro (2016) realizou o monitoramento de uma ETE tratando efluente de um município com 1.251 habitantes.

Os demais trabalhos monitoraram o processo em ETE experimentais, porém simulando o tratamento de esgoto em residências unifamiliares e nos empreendimentos condominiais apresentando oscilações de vazão e cargas hidráulicas ao longo do dia, analisando o comportamento e desempenho das tecnologias anaeróbias nessas situações.

Tabela 3 – Resumo de alguns trabalhos sobre o uso de tecnologias anaeróbias em estações de tratamento de esgotos descentralizadas

Tecnologia	Esgoto Bruto	Parâmetros de projeto	Resultados	Referências
Tanque Séptico, Wetlands Construídas.	44 mg/L Ssed, 84 mg/L de SST e 316 mg O <sub>2</sub> /L DQO	Instalado em uma ETE experimental, operado com condições reais de vazão. TDH de 11,3 h para o tanque séptico e 4,5 dias para as Wetlands, vazão média de 1,33 m <sup>3</sup> /dia. Monitoramento: 4,5 meses.	<u>Tanque Séptico</u> : 17 a 69% de DQO, 100% Ssed e 58 a 92% SST, 67 a 92% Turbidez e 0 a 75% de <i>E. coli</i> . <u>Wetlands com Eleocharis sp.</u> : 91 a 97% SST, 35 a 90% NT e 41 a 65% PT, 70 a 97% de DQO.	Valentim (1999)
UASB e RAC	479 mgO <sub>2</sub> /L DQO, 541 mg/L de SST e 561 mg/L de ST.	Instalado junto a uma ETE. Operação: vazão constante de 6 m <sup>3</sup> /dia. Monitoramento: 8 meses. UASB foi construído em tubulação de concreto, de diâmetro 80 cm e altura de 4,0m. O reator RAC, com três câmaras em série, foi igualmente construído com tubos de concreto, de diâmetro 100 cm e altura de 2,0m.	<u>RAC</u> : 58,2% DQO, ST 33,3% e 60,6% SST. <u>UASB</u> : 70% DQO 39,3% ST e 72,6% SST.	Aisse <i>et al.</i> , (2000)
UASB + Biofiltro Aerado de leito submerso (BAS).	212 mg/L de SS, 204 mg O <sub>2</sub> /L de DBO e 477 mg O <sub>2</sub> /L DQO.	Operação de uma ETE para atender 5000 habitantes, vazão média de 803 m <sup>3</sup> /dia. UASB possui volume útil de 244,2 m <sup>3</sup> e altura útil de 5,5 m. Enquanto o BAS possui volume útil de 16,8 m <sup>3</sup> e 2m de profundidade. Monitoramento: 6 meses.	<u>UASB</u> : 86% SS, 78% DQO e 81% DBO. <u>UASB+ BAS</u> : 93% SS, 94% DBO e 86% DQO.	Boff <i>et al.</i> , (2001)
UASB seguido por Filtro Biológico percolador (FBP) e desinfecção.	210 mgO <sub>2</sub> /L de DBO, 144 mg/L de SST e 369 mg O <sub>2</sub> /L DQO; Com recirculação: 224 mg/L de SST e 419 mg O <sub>2</sub> /L de DQO.	Instalado junto a uma ETE, atendendo população 500 habitantes e operando com vazão de 120 m <sup>3</sup> /dia. TDH para o reator UASB foi de 7,7 horas e para o FBP foi 1,46 horas. Monitoramento: 4 meses.	<u>Reator UASB</u> : 68% DBO, 62% DQO. <u>UASB+FBP</u> : 78% DQO e 87% DBO.	Alves <i>et al.</i> , (2004)

(Continua)

Tabela 3 – Resumo de alguns trabalhos sobre o uso de tecnologias anaeróbias em estações de tratamento descentralizadas (Continuação)

Tecnologia	Esgoto Bruto	Parâmetros de projeto	Resultados	Referências
Tanque séptico modificado, reator híbrido (UASB + filtro anaeróbio) e filtro Biológico (FB).	Etapa1: 271-1.100 mg O <sub>2</sub> /L de DQO e 185-824 mg/L de SST e 76-602 mg O <sub>2</sub> /L DBO. Etapa 2: 446 mg O <sub>2</sub> /L DBO; 1293-1375 mg O <sub>2</sub> /l de DQO e 833 mg/l de SST	Instalado junto a uma ETE, operando com vazão controlada de 0,75 m <sup>3</sup> /dia. TDH: 2,33 dias. Vazão: 0,75 m <sup>3</sup> /dia. Monitoramento: 7 meses protótipo 1 e 2 e 4 meses o protótipo 3 e 4.	<u>Etapa 1, Protótipo 1 e 2 (UASB + filtro anaeróbio) + filtro Biológico</u> ): 33% a 86% DQO, 54% a 92% SST e 29% a 78%. <u>Etapa 2, Protótipo 3 e 4, (2 UASB + filtro anaeróbio)</u> : 84 a 91% de DQO, 88% a 97% de SST e 88% a 89% de DBO.	Chernicharo e Sousa, (2005).
Reator anaeróbio compartimentado, (RAC), Filtro Biológico Aerado Submerso (FBAS), Filtro Terciário, desinfecção.	571 mg O <sub>2</sub> /L DBO <sub>5</sub> , 857 mg O <sub>2</sub> /L DQO, 134 mg/L SST, 1667 UT Turbidez, 90,3 mg CaCO <sub>3</sub> /L alcalinidade, 7,07 pH.	Tratamento de água cinza proveniente dos lavatórios, chuveiro, máquina de lavar roupas, pia da cozinha e tanque de um edifício universitário. RAC de fluxo ascendente com forma prismática de dimensões 0,6m x 0,9m x 2,10m, com 3 compartimentos de mesmo volume (0,36 m <sup>3</sup> ). Vazão: 0,123 m <sup>3</sup> /dia	<u>RAC</u> : 56% Turbidez, 72% SST, 69% DBO <sub>5</sub> , 74% DQO. <u>FBAS</u> : 96% Turbidez, 95% SST, 90% DBO, 74% DQO.	Bazarella (2005)
<u>Sistema A</u> : UASB, Filtros Anaeróbios (FAs). <u>Sistema B</u> : RAC, 2 Filtros Anaeróbios (FAs).	<u>Entrada do RAC</u> : 39,0 mg/L de Ssed, 594,4 mg/L de SST e 326,6 mg O <sub>2</sub> /L DQO. <u>Entrada do reator UASB</u> : 33,40 mg/L de SSed, 557,3 mg/L de SST e 327,7 mgO <sub>2</sub> /L DQO.	Instalado em uma ETE experimental, operada em condições reais de vazão. Cada sistema tratou uma vazão média de 5 m <sup>3</sup> /dia. TDH de 24 horas para cada reator (UASB e RAC) e 24 horas nos dois FAs. Volume útil dos FAs e UASB: 5.000 L. RAC constituído de três reservatórios com capacidade de 2.500 L, 1.500L e 1.000L. Monitoramento: 15 meses.	<u>UASB</u> : 98,49%, 88,94% e 51,80% para Ssed, SST e DQO. <u>Sistema A</u> : 99,58% Ssed, 94,33% SST e 67,30% DQO. <u>RAC</u> : 99,13%, 90,57% e 59,63% para SSed, SST e DQO. <u>Sistema B</u> : 99,49%, 93,34% e 70,45% para Ssed, SST e DQO.	Javarez Júnior (2007)
Reator UASB seguido de WC de fluxo horizontal	308 mgO <sub>2</sub> /L DBO <sub>5</sub> , 746 mg O <sub>2</sub> /L DQO, 256 mg/L SST, 55 mgN/L NTK, 33 mgN/L N-NH <sub>3</sub> .	ETE experimental com esgoto proveniente das atividades do campus universitário, com vazão média de 115 m <sup>3</sup> / dia. Reator UASB com volume de 48 m <sup>3</sup> , altura de 5,70 m e TDH 7 h. Seguido de um sistema de WC de fluxo horizontal. Monitoramento: 19 meses.	UASB apresentou capacidade de amortecer as variações das concentrações do esgoto bruto. As eficiências de remoção apresentaram valores médios de 77 a 84% DBO, 69 a 75% DQO, respectivamente nos meses mais frios e mais quentes e 76% como média geral para SST. Além de 87% para coliformes totais e 67% para E. coli.	Calijuri, <i>et al.</i> (2009)

(Continua)



Tabela 3 – Resumo de alguns trabalhos sobre o uso de tecnologias anaeróbias em estações de tratamento descentralizadas (Continuação)

Tecnologia	Esgoto Bruto	Parâmetros de projeto	Resultados	Referências
RAC, FBAS, Decantador secundário, filtro terciário e desinfecção.	Água Cinza. 7,3 pH, 73 NTU turbidez, 85 UC cor, 0,66 mg/L Ssed, 78 mg/L SST, 237 mg/L DQO, 106 mg/L DBO <sub>5</sub>	<p><u>RAC</u>: 3 reatores em série, fluxo ascendente e dimensões: 1,35m x 4,05m x 2,05m, volume útil 11,3 m<sup>3</sup> e 27 horas TDH.</p> <p><u>FBAS</u>: 1,35m x 1,35m x 2,05m, volume útil 3,73 m<sup>3</sup> e 9,3 horas TDH.</p> <p><u>DEC</u>: idem FBAS.</p> <p>Tratamento de 13.660 L/dia provenientes da produção de água de cinza de 70 habitantes. Monitoramento 229 dias.</p>	<p><u>RAC</u>: 54% Cor, 36% Turbidez, 78% Ssed, 58% SST, 45% DBO<sub>5</sub>, 59% DQO</p> <p><u>FBAS</u>: 40% Cor, 55% Turbidez, 49% Ssed, 49% SST, 62% DBO<sub>5</sub>, 65% DQO</p> <p><u>Terciário</u>: 35% Cor, 56% Turbidez, 76% Ssed, 14% SST, 24% DBO<sub>5</sub>, 30% DQO.</p> <p>Eficiência Global: 82% Cor, 89% Turbidez, 98% Ssed, 82% SST, 91% DBO<sub>5</sub>, 89% DQO.</p>	Valentina, (2009)
UASB, Filtro anaeróbio (FAN) e filtro aeróbio (FA) intermitente com areia como meio filtrante.	7,2 pH; 356 mg CaCO <sub>3</sub> /L alcalinidade, 461 mg O <sub>2</sub> /L DQO total, 180 mg/L DQO filtrada, 150 mg/L SST e 120 mg/L SSV.	Sistema experimental. Volume útil do reator UASB, filtro anaeróbio e aeróbio são respectivamente 284L, 332 L, 50 L, operados com TDH de 24 horas para UASB e 28 horas para filtro anaeróbio. A altura útil do UASB é 1,75 m, 0,36 m FAN e 0,5 m FA. O Sistema foi operado em batelada com vazão de 288 L/dia, simulando residência unifamiliar.	<p><u>UASB</u>: 60% DQO total, 40% DQO filtrada, 73% SST e SS voláteis. <u>Filtro anaeróbio</u>: 43% DQO total, 27% DQO filtrada, 38% SST e 47% SSV. <u>Filtro aeróbio</u>: 55% DQO total, 54% DQO filtrada, 75% SST e SS voláteis. <u>Eficiências do sistema</u>: 90% DQO total e 80% DQO filtrada, 96% de SST e 97% de SSV.</p>	Andrade, (2012)
Tanque Séptico e Reator UASB	338 mgCaCO <sub>3</sub> /L alcalinidade, 97,92 mgHAc/L de AGV; 334 mgO <sub>2</sub> /L DQO, 839 mg/L SST e 285mg/L STV, 7,3 de pH.	Simulado um hidrograma unifamiliar com vazão média intermitente de 500L/dia. Tanque Séptico possui volume útil 1,5 m <sup>3</sup> e TDH: 72 h. UASB em forma de Y apresenta altura e volume útil de 162 cm e 355L respectivamente e TDH de 17 h.	<p><u>Tanque séptico</u>: Eficiências de remoção de 44% DQO, 59% SST, 57% SSV.</p> <p><u>UASB</u>: 57% DQO, 74 % SST e 71% SSV.</p>	Santos, (2013)

(Continua)

Tabela 3 – Resumo de alguns trabalhos sobre o uso de tecnologias anaeróbias em estações de tratamento descentralizadas (Conclusão)

Tecnologia	Esgoto Bruto	Parâmetros de projeto	Resultados	Referências
Tanque séptico e Wetlands Construída.	430 mgO <sub>2</sub> /L DBO, 613 mgO <sub>2</sub> /L DQO; 154 mg/L SST, 137 mg/L SSV, 3,6 SSed, 259 mgCaCO <sub>3</sub> /L alcalinidade e 6,93 de pH.	O esgoto bruto foi proveniente do Conjunto Residencial da USP e do restaurante central da Cidade Universitária. A vazão média continua de 27 L/h (Simulando residência de 4 habitantes) aplicada à entrada do Tanque Séptico de 5.000L com TDH de 2,8 dias e 1,1dia para Wetlands. Monitoramento 6 meses	<u>Tanque Séptico:</u> 67% DQO, 57% DBO, 42% SST. <u>Eficiência total do sistema:</u> 96% para DBO, 90% DQO, 74% para SST, 96% para SSV, 75% Ssed	Mendonça, (2015)
2 Filtros biológicos não aerados (FBNAs)	40 mgO <sub>2</sub> /L de DBO <sub>5</sub> , 203 mgO <sub>2</sub> /L DQO; 26,9 mg/L SST, 49,8 mgCaCO <sub>3</sub> /L alcalinidade, 8,9 pH, 63,1 UT turbidez.	Tratamento de água cinza proveniente dos lavatórios, chuveiro e máquina de lavar roupas de um edifício universitário. Vazão: 4,3 L/min. Dimensões: 0,6x0,3x2,0 m, altura do leito filtrante: 1,5 m, volume útil: 3,06 m <sup>3</sup> , CHV: 21,3 m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> .d, TDH: 1,09 h. Leito filtrante composto de material plástico cilíndrico.	<u>FBNA 1:</u> 80% DQO, 55% DBO <sub>5</sub> , 67,3 % SST <u>FBNA 2:</u> 89% DQO, 70% DBO, 70,3 % SST.	Freitas (2015)
UASB, Biofiltros aerados, decantador lamelar.	6,8 pH, 361 mgCaCO <sub>3</sub> /L de alcalinidade, 169 mgHAc/L de AGV, 565 mgO <sub>2</sub> /L DBO <sub>5</sub> , 711 mgO <sub>2</sub> /L DQO, 92 mgN/L NTK, 59 mgN/L N-NH <sub>3</sub> , 1556 mg/L ST, 631 mg/L STF, 935 mg/L STV, 610 mg/L SST.	Monitoramento de uma ETE real, tratando efluente de um município com 1.709 habitantes, projetado para receber vazão total de 222 m <sup>3</sup> /dia. Reatores UASB possuem altura útil de 5,37 m, volume de 42,63 m <sup>3</sup> e TDH de 9,22 h. O sistema é composto de 2 UASB em paralelo, seguidos de Biofiltro aerado submerso e decantador. Monitoramento: 4 meses.	<u>UASB:</u> 71% DQO, 73% DBO, 45% ST, 76% SST <u>Sistema:</u> 86% DQO, 87%DQO, 54% ST, 94% SST	Ribeiro (2016)

Legenda: Demanda Química de Oxigênio (DQO), sólidos totais (ST), Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), Sólidos Sedimentáveis (SSed), Fósforo Total (PT), Nitrogênio Total (NTK), Nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>3</sub>), Tempo de Detenção Hidráulica (TDH), Ácidos Graxos e Voláteis (AGV), reator anaeróbio compartimentado (RAC), Biofiltro de leito submerso aerado (BF), Filtro Biológico não aerado (FBNA).

Fonte: a autora.

Bazarella (2005) e Valentina (2009) estudaram a segregação e o tratamento da água cinza por Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC), seguido de um Filtro Biológico Aerado Submerso. Apesar de o RAC oferecer a possibilidade de separar algumas fases do tratamento, como a digestão anaeróbia e a decantação, proporcionando menor fluxo de sólidos para o compartimento de sedimentação e, conseqüentemente, efluente anaeróbio mais clarificado, ainda se fizeram necessário pós-tratamento para polimento da água cinza, possibilitando o reuso para o uso na descarga de sanitários, lavagem de pisos e jardinagem.

Apesar da etapa anaeróbia utilizada nas pesquisas de Bazarella (2005) e Valentina (2009) terem apresentado eficiências de remoção superior ao esperado, de até 50% de remoção de matéria orgânica, o uso da etapa aeróbia juntamente ao tratamento terciário no tratamento da água cinza, foi capaz de remover a matéria orgânica e turbidez remanescentes promovendo boa qualidade estética e isenção de odores, fato que é importante para a aceitação pública da água de reuso.

As demais pesquisas reunidas na Tabela 3, não apresentavam a segregação dos fluxos de águas residuárias e o tratamento não foi realizado visando o reuso não potável, sendo o efluente final descartado na superfície de corpos receptores. Entretanto, é possível observar que todos os reatores UASB, tanques sépticos, RAC e filtros anaeróbios estudados apresentaram valores de eficiências quanto à remoção da matéria orgânica carbonácea e sólidos em suspensão, condizentes com o desempenho típico e esperado relatado na literatura.

Os reatores UASB apresentaram desempenho semelhante ao reportado por Von Sperling & Oliveira (2009), apresentando eficiências de remoção variando entre 60-75% DBO, 55-70% DQO e 65-80% SST. Assim como os tanques sépticos e RAC que apresentaram eficiências de remoção superior ao esperado, de até 50% de remoção da matéria orgânica. (COPADAGLIO, 2017).

Os resultados das pesquisas indicam que quando as ETE utilizam tecnologias anaeróbias adequadas para a finalidade do tratamento e condizente com as características específicas do local e do esgoto bruto, estas, são capazes de apresentar bom desempenho, desde que também sejam adotadas boas práticas de operação e manutenção preventiva, além da realização de monitoramento periódico da qualidade do afluente

e efluente final, acompanhamento da evolução do crescimento da biomassa e demais fatores que interferem na eficiência do processo.

Entretanto, apesar do bom desempenho que esses sistemas têm apresentado, utilizando tratamento anaeróbio, ainda é necessária a realização de maiores estudos principalmente em escala real, de forma a compreender melhor, as variações de vazão e carga hidráulicas ocorridas ao longo dia de operação, dificuldades e problemas que ocorrem em uma ETE em escala real, conforme relatado por Javarez Júnior (2007) e Ribeiro (2016).

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Descrição do local de estudo

O estudo foi realizado em uma estação de tratamento de esgotos descentralizada instalada nas dependências do Colégio Villa Campus e Teatro da Cidade, localizados na Avenida Luís Viana em Salvador-BA, conforme pode ser visto na Figura 3.

Figura 3 – Imagem aérea do local de implantação da ETE estudada



Fonte: Google Maps (2017).

A unidade de ensino possui infraestrutura de alto padrão e é constituído por seis pavimentos, com salas de aula, áreas de lazer e esportiva com piscina, quadras poliesportivas e parques infantis, além de laboratórios de informática, tecnologia e ciências, dois restaurantes para o preparo das refeições adulto e infantil, além de duas lanchonetes. O funcionamento do centro educacional é de segunda a sexta-feira das 07h00 às 19h00.

### 4.2 Descrição da ETE Villa

A ETE Villa está em operação desde 2015 e foi dimensionada pela empresa Original Ambiental Ltda., responsável pela sua operação e monitoramento. Todos os equipamentos foram fornecidos pela empresa BIOFIBRA Indústria e Comércio Ltda., fabricados em Plástico Reforçado com Fibra de Vidro (PRFV).

O funcionamento da estação ocorre de acordo com a produção de esgotos da instituição de ensino e do teatro, sendo projetada para receber vazão média de 3,35 m<sup>3</sup>/h e máxima de 5,86 m<sup>3</sup>/h, e atender uma população de 1.500 alunos e 82 funcionários.

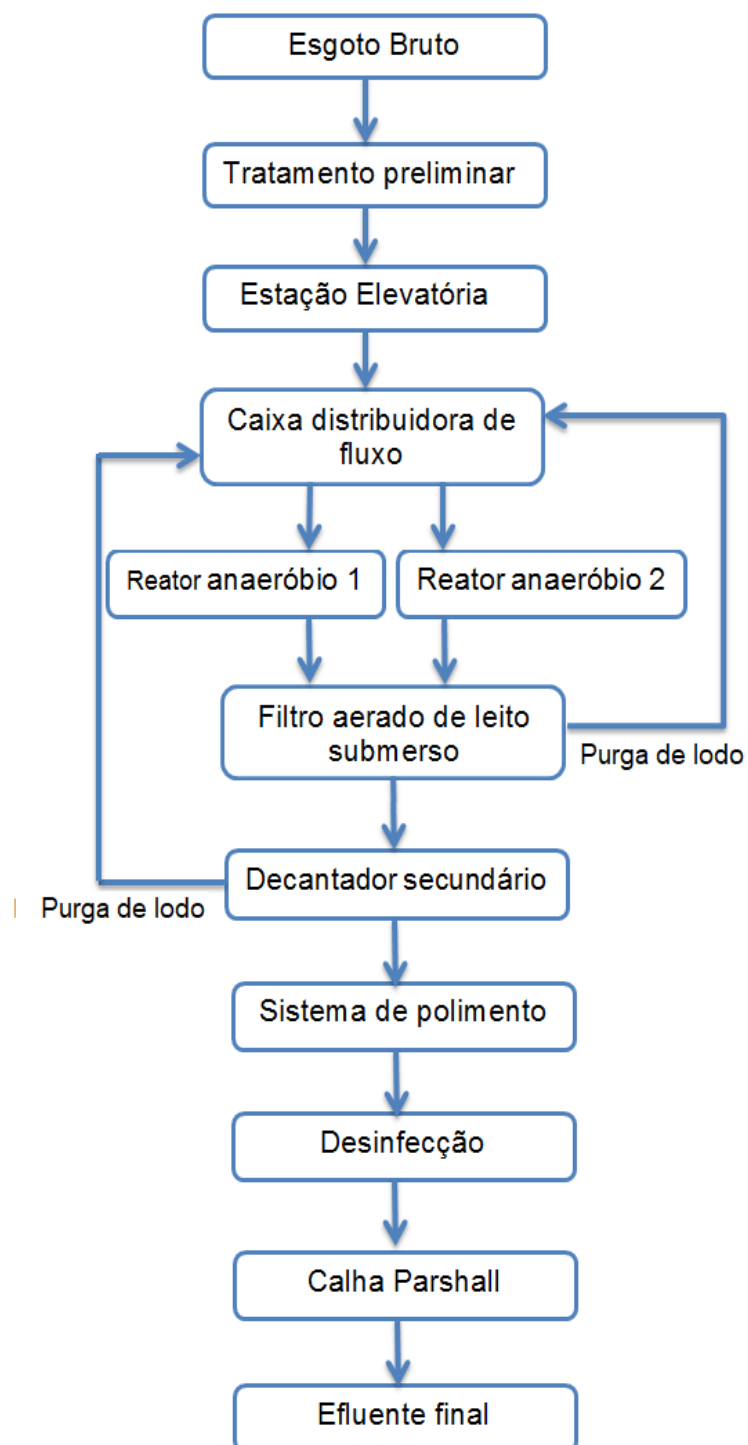
A ETE possui área total de 81,11 m<sup>2</sup>, incluindo a circulação e foi concebida como um processo de tratamento misto (anaeróbio conjugado com aeróbio), constituído por tratamento preliminar, Estação Elevatória de Esgotos (EEE), caixa divisora de fluxo, dois Reatores Anaeróbios (RAn) em paralelo, seguidos de Filtro Biológico Aerado de leito Submerso (FBAS), decantador secundário, tanque de inspeção, filtro de areia, sistema de cloração, calha Parshall com medidor de vazão. O fluxograma representado na Figura 4 mostra as etapas do tratamento.

Após a calha parshall, o esgoto tratado segue por emissário para descarte na superfície do corpo receptor, logo, não é praticado reuso da água. A ETE Villa foi construída como condicionante para o funcionamento da unidade de ensino, devido ao fato da região onde está localizada não apresentar rede coletora de esgotos.

A ETE Villa possui apenas um operador, trabalhando de segunda a sexta-feira das 09h00 às 17h00 e aos sábados das 09h00 às 12h00. A presença de apenas um operador na ETE é uma limitação operacional, pois, durante o período de férias do mesmo, a estação de tratamento de esgoto não recebe monitoramento diário, podendo comprometer o funcionamento adequado.

Tal limitação, acarretou na interrupção do monitoramento da ETE Villa em dezembro de 2017, devido à ausência do operador por um período de 45 dias, comprometendo o acesso para realização das coletas.

Figura 4 – Fluxograma completo da estação de tratamento de esgoto



Fonte: A autora.

#### 4.2.1 Tratamento preliminar e estação elevatória de esgoto

O esgoto bruto ao chegar à ETE é direcionado para a caixa de gordura com geometria retangular construída em alvenaria, dividida por placa de concreto em dois compartimentos, conforme pode ser visto na Figura 5. A limpeza é feita a cada dois meses por intermédio de caminhão limpa fossa.

Figura 5 – Caixa de gordura da ETE Villa



Fonte: A autora.

Após a caixa de gordura, o esgoto é direcionado à uma caixa de passagem, com formato circular e 1,0 m de altura. A caixa de passagem apresenta duas tubulações de chegada, uma proveniente do esgoto bruto e outra destinada a receber o esgoto extravasado na caixa distribuidora de fluxo dos reatores anaeróbios.

Após a caixa de passagem, o esgoto bruto é encaminhado por meio de uma tubulação de 8 polegadas, pela ação da gravidade para o gradeamento e caixa desarenadora. Estes foram construídos ao redor do poço de sucção da EEE com geometria circular, de forma a aproveitar o espaço existente (Figura 6).

O gradeamento não convencional, é composto por sete barras metálicas de seção retangular, espaçadas de 6,0 cm nas extremidades (devido ao formato circular do poço da EEE) e 4,0 cm entre as demais barras metálicas.

Após o gradeamento, o esgoto bruto é direcionado para a caixa desarenadora, onde a areia é removida por meio do processo de sedimentação, ou seja, os grãos de areia devido às suas dimensões e densidades vão para o fundo da unidade. As remoções dos resíduos retidos no gradeamento e caixa desarenadora são realizadas manualmente pelo operador da ETE Villa, conforme necessidade.



Figura 6 – Gradeamento e caixa de areia localizado ao redor do poço de sucção da estação elevatória de esgoto



Fonte: A autora.

Após o gradeamento e caixa de areia, destinadas à remoção dos sólidos grosseiros e dos sólidos inorgânicos sedimentáveis presentes no esgoto bruto, o mesmo é direcionado ao poço de sucção da EEE.

O poço de sucção da EEE é uma estrutura de transição que recebe as contribuições de esgoto afluyente e as coloca à disposição das unidades de tratamento após o recalque, realizado por duas bombas centrífugas submersíveis (especificações não fornecidas pela Original Ambiental Ltda.), sendo uma bomba reserva, que normalmente funcionam em modo automático, acionadas por controle operado por flutuador (boia de nível).

Com o enchimento do poço, a boia de nível aciona indiretamente os interruptores ou chaves de comando, ligando assim a bomba centrífuga que realiza o recalque do esgoto bruto. O esgoto é recalcado a 7,0 m de altura até a caixa de distribuição de fluxo, constituída por dois vertedores triangulares (Figura 7), a partir da qual, a vazão afluyente é distribuída idealmente de maneira igual para os dois módulos de reatores anaeróbios associados em paralelo.

Figura 7 – Sistema de distribuição do esgoto aos reatores anaeróbios. Vista externa (a) e interna (b) da caixa de distribuição e tubulações de distribuição do esgoto afluyente aos reatores (c)



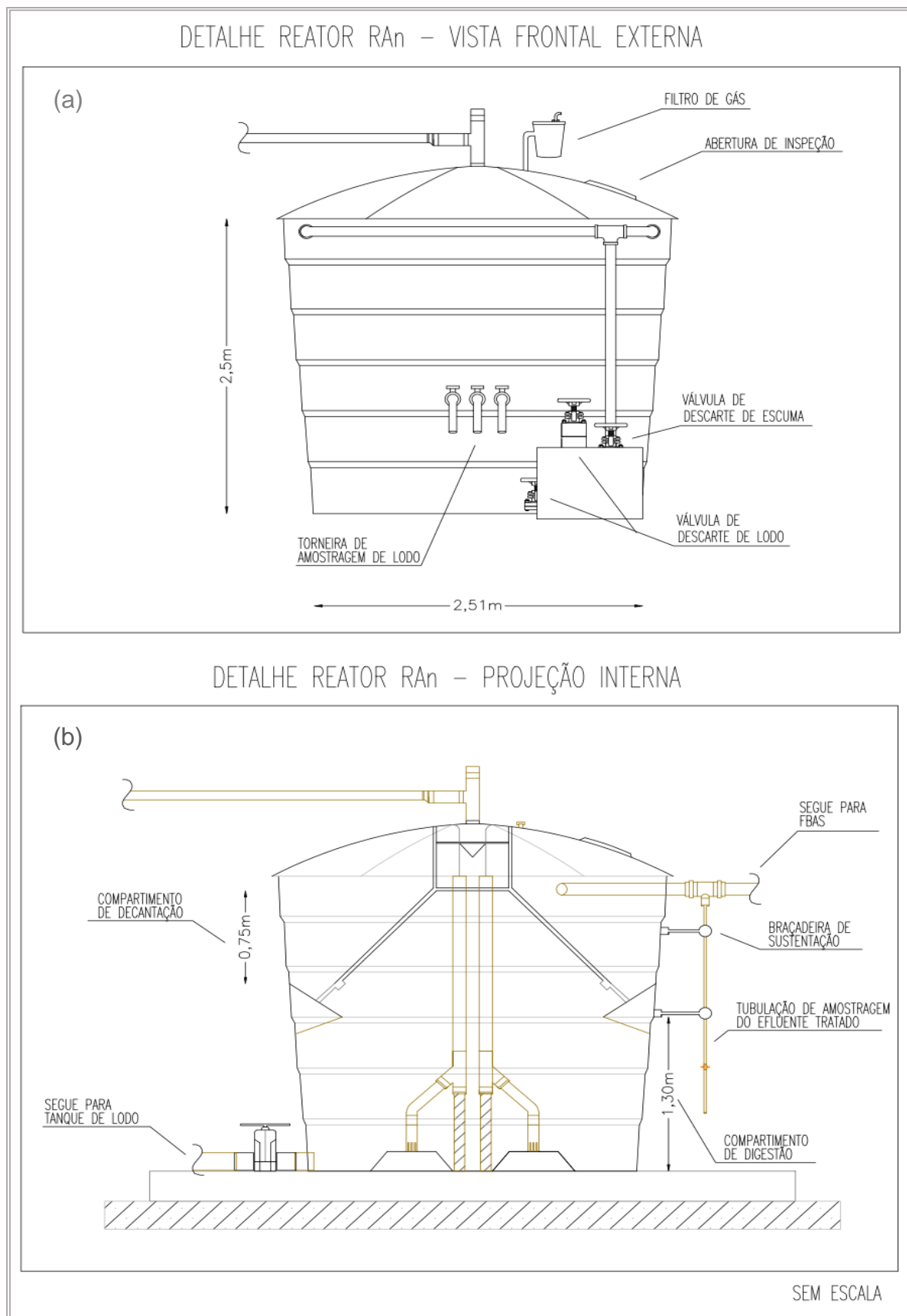
Fonte: A autora.

Além da tubulação de chegada do esgoto afluyente, a caixa distribuidora de fluxo também recebe o lodo proveniente da recirculação do FBAS e decantador secundário. Já a tubulação de extravasão por gravidade é destinada a retornar a vazão excessiva de afluyente para a caixa de passagem, a fim de evitar extravasamentos de esgoto na caixa de distribuição.

#### 4.2.2 *Reatores anaeróbios*

Os dois reatores anaeróbios da ETE Villa foram projetados conjuntamente, logo, ambos apresentam as mesmas condições operacionais e estruturais. A Figura 8 apresenta o desenho esquemático da vista frontal externa e interna dos reatores.

Figura 8 – Desenho esquemático dos reatores anaeróbios da ETE Villa, vista frontal externa (a) e interna (b)

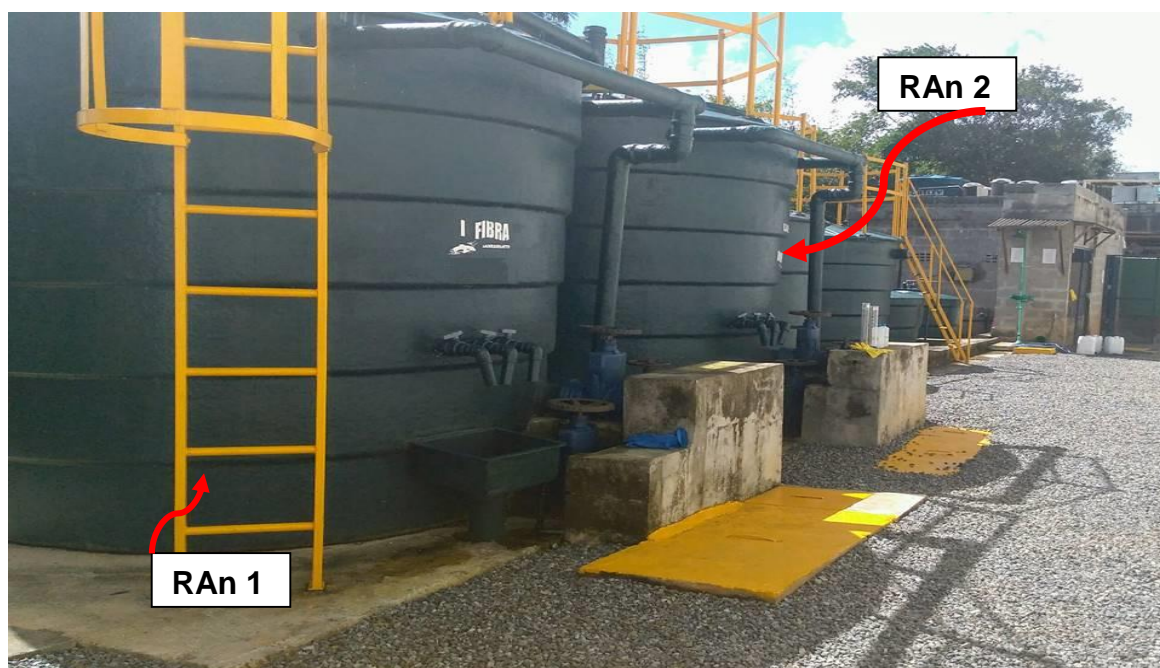


Fonte: A autora.

Conforme pode ser visto na figura 8b, os esgotos após a caixa de distribuição são encaminhados por intermédio de uma tubulação com Diâmetro Nominal (DN) de 100, até o topo do RAn. Por meio de um compartimento de distribuição, implantado na parte superior do reator, a vazão afluyente é dividida para dois tubos de distribuição, que vão até o fundo do reator. Cada tubo possui 100 mm de diâmetro e área de influência de 2,90 m<sup>2</sup>. As extremidades inferiores dos tubos de distribuição estão a uma distância de 0,3 m do fundo do reator.

O RAn também apresenta uma tubulação instalada na parte superior do compartimento de decantação (Figura 9), destinada à remoção da espuma acumulada, por meio da abertura de uma válvula gaveta. No entanto, devido à incrustação de espuma no interior da tubulação obstruindo a passagem, a remoção tem sido realizada manualmente pelo operador por meio da tampa de visita, utilizando peneiras ou sucção realizada por caminhão limpa-fossa, de acordo com a necessidade.

Figura 9 – Reatores anaeróbios da ETE Villa associados em paralelo

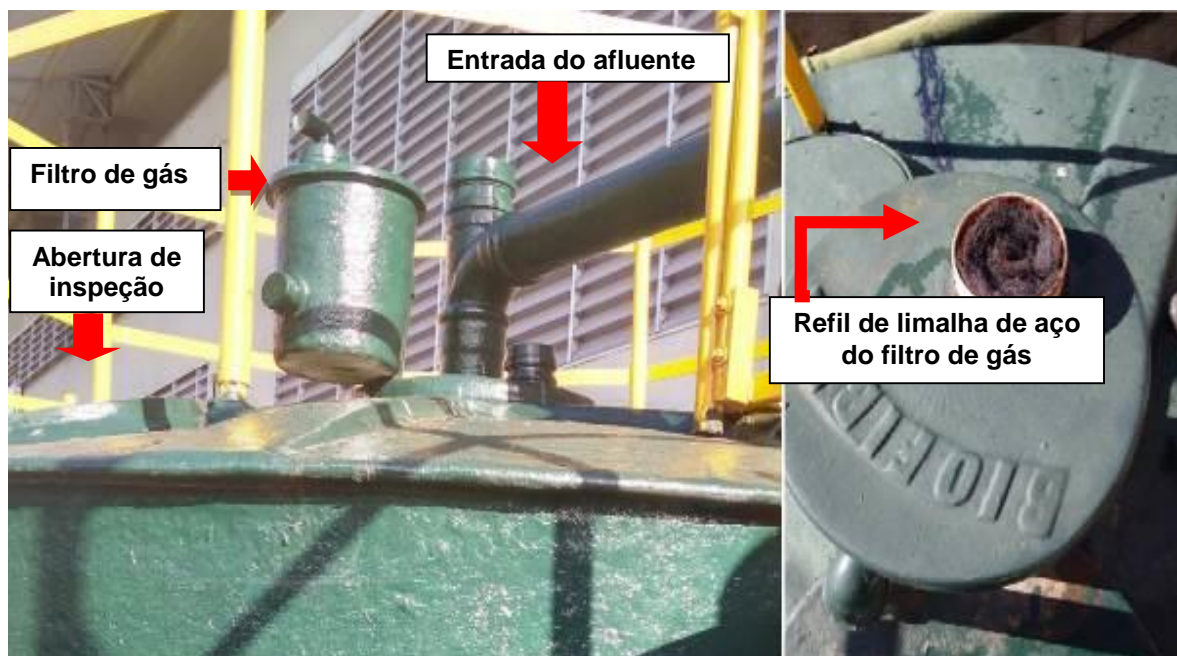


Fonte: A autora.

Os reatores possuem um separador de gás, sólido e líquido (separador trifásico), instalado na parte superior do reator, acima dos defletores em chapa de fibra de vidro. Os gases gerados são segregados no separador trifásico e coletados no coletor de gás. Por intermédio de uma tubulação, são encaminhados ao filtro de gás sulfídrico com refil de limalha de aço localizado no topo do RAn (Figura 10), trocada a cada dois

meses pelo operador da ETE. Após o filtro, o biogás é lançado para atmosfera, sem medição volumétrica e sem queimador.

Figura 10 – Filtro de gás do reator anaeróbico da ETE Villa



Fonte: A autora.

Após a separação dos gases, o líquido e as partículas sólidas que deixam o compartimento de digestão de lodo têm acesso ao compartimento de decantação, que possui altura de 0,75 m. A coleta do efluente do reator é efetuada em sua parte superior, junto ao compartimento de decantação, por meio de uma tubulação de 6" que direciona o efluente tratado para o FBAS. Essa tubulação apresenta uma ramificação de 3/4" permitindo a amostragem do efluente.

Os reatores também dispõem de três tubos para a amostragem de lodo, localizados na lateral que permitem a coleta do lodo em três alturas diferentes (não discriminadas no projeto dos reatores) a fim de possibilitar o monitoramento do crescimento da biomassa (ORIGINAL AMBIENTAL, 2014).

O descarte de lodo é feito por duas tubulações de 6" que permitem a retirada do lodo mais concentrado, localizado no fundo do reator. O lodo descartado é direcionado para caixa de armazenamento até a sua remoção por caminhão limpa fossa, pois, a ETE Villa não apresenta leitos de secagem de lodo. Portanto, o tratamento e disposição final do lodo é realizado por uma empresa terceirizada. O último descarte de lodo

realizado nos reatores anaeróbios ocorreu em dezembro/2016 e a quantidade descartada não foi indicada pela empresa Original Ambiental LTDA.

Observa-se ao analisar o desenho esquemático (Figura 8) dos RAn da ETE Villa, que a área da seção transversal é variável ao longo da altura. Sendo assim, os RAn apresentam 11 seções transversais de diferentes dimensões, com maiores áreas na medida que se aumenta a altura, conforme pode ser visto na Tabela 4.

Tabela 4 – Especificação das seções transversais ao longo da altura do reator anaeróbio da ETE Villa

Anéis	Diâmetro (m)	Área (m <sup>2</sup> )	Altura (m)	Volume útil (m <sup>3</sup> )
1	2,51	4,95	0,39	1,93
2	2,55	5,11	0,05	0,26
3	2,59	5,27	0,38	2,00
4	2,64	5,47	0,05	0,27
5	2,68	5,64	0,38	2,14
6	2,72	5,81	0,05	0,29
7	2,77	6,03	0,38	2,29
8	2,81	6,2	0,05	0,31
9	2,85	6,38	0,37	2,36
10	2,88	6,51	0,05	0,33
11	2,94	6,79	0,34	2,31
Média	2,72 m	5,83	2,50	14,49

Fonte: Original Ambiental (2014).

A partir dos dados da Tabela 4, foi possível estimar a altura das três tubulações de amostragem de lodo. Levando-se em consideração que o compartimento de digestão possui 1,60 m, logo, está situado entre o 1<sup>o</sup> e 7<sup>o</sup> anel do RAn. Portanto, pressupõe-se que as tubulações de amostragem de lodo foram instaladas nos anéis dois, quatro e seis, apresentando respectivamente alturas iguais a 0,43 m (h1- tubulação próxima ao fundo do reator), 0,87 m (h2) e 1,30 m (h3- tubulação localizada abaixo do defletor de gases).

A Tabela 5 apresenta um resumo das principais características físicas e parâmetros hidráulicos do projeto de dimensionamento dos RAn instalados na ETE Villa.

Tabela 5 – Características físicas e operacionais de projeto dos reatores anaeróbios

<b>Características</b>	<b>Reator anaeróbio</b>
Diâmetro	2,72 m
Área	5,83 m <sup>2</sup>
Altura total	2,57 m
Altura útil	2,35 m
Altura do compartimento de digestão	1,60 m
Altura do compartimento de decantação	0,75 m
Área de influência de cada tubo de distribuição	2,90 m <sup>2</sup>
Volume útil	14,56 m <sup>3</sup>
TDH	8,00 horas
Velocidade ascendente de fluxo	0,29 m <sup>3</sup> /h
Carga hidráulica volumétrica	2,76 m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> .dia
Eficiência remoção DQO estimada	67 %
Eficiência remoção DBO estimada	70 %

Fonte: Adaptado do memorial de cálculo da ETE (Original Ambiental, 2014).

#### **4.2.3 Tratamento complementar**

Os efluentes dos reatores anaeróbios são reunidos e direcionados ao Filtro Biológico Aerado Submerso. Este funciona em fluxo ascendente e possui meio-suporte onde as colônias de microrganismos se fixam. O meio suporte utilizado é de material plástico em formato circular do tipo *Biorring*. A Tabela 6 apresenta as características do FBAS.

Tabela 6 – Características do FBAS da ETE Villa

<b>Características</b>	<b>FBAS</b>
Altura	2,35 m
Altura útil	1,90 m
Altura do leito filtrante	1,25 m
Volume	10,00 m <sup>3</sup>
TDH	1,30 h

Fonte: Original Ambiental, 2014

O suprimento de ar era realizado por meio de dois compressores da marca Pressure compressores LTDA, modelo SP 15 V, deslocamento de 447 litros/min, pressão de 120 libras/pol<sup>2</sup> (8,3 Bar), potência de 3 CV. Entretanto, devido a constantes falhas dos compressores, o suprimento de ar não era realizado de forma contínua. Logo, foi decidido desligar a aeração do FBAS, que a partir de setembro de 2017, passou a operar como Filtro Anaeróbio (FAn). A Figura 11 apresenta uma visão geral do tratamento complementar aos reatores anaeróbios.

Figura 11 – Tratamento complementar dos reatores anaeróbios, composto por FBAS/FAn, decantador, tanque de vistoria e tanque de cloração



Fonte: A autora.

O efluente do FBAS/FAn, é direcionado para o decantador com volume de  $7,5 \text{ m}^3$  e TDH de 1,4 horas. O lodo produzido no FBAS e no decantador era enviado para a caixa distribuidora de fluxo da EEE, de forma a ser redistribuído para os reatores anaeróbios. A recirculação do lodo era realizada por meio de duas motobombas autoes-corvantes, marca Thebe, modelo AE-2, potência de 1 CV, uma vez ao mês, com tempo de descarte de 15,0 minutos. (ORIGINAL AMBIENTAL,2014).

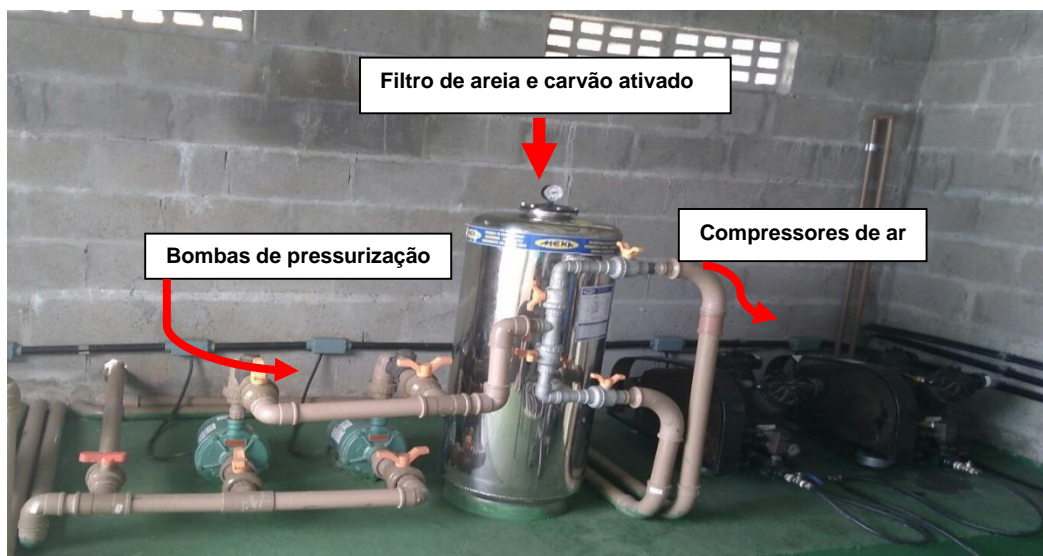
A partir de setembro de 2017, com a operação do FBAS em regime anaeróbio, não houve recirculação e descarte do lodo. Portanto, atualmente, na ETE somente o lodo proveniente do decantador é recirculado para a caixa distribuidora de fluxo. A partir de outubro de 2017, a recirculação do decantador passou a ser realizada semanalmente, com tempo de duração de aproximadamente 8,0 minutos.

#### 4.2.4 Tratamento terciário

O tratamento terciário é constituído pelo filtro terciário e pela desinfecção. Após o tanque de inspeção o efluente é direcionado por uma bomba de pressurização marca Thebe, modelo TH-16, potência de 1 CV para o filtro terciário, conforme pode ser visto na Figura 12.



Figura 12 – Filtro de areia e carvão ativado instalado na estação de tratamento de esgoto



Fonte: A autora.

O filtro terciário de aço inoxidável marca MEKA, modelo MAPI 16 com carga filtrante de areia de quartzo e carvão ativado, funciona como unidade de polimento do tratamento biológico e sua principal finalidade é a retenção de sólidos suspensos remanescentes.

Após a etapa de polimento, o efluente é direcionado para a caixa de desinfecção, permitindo o seu contato com pastilhas de hipoclorito de cálcio. Por fim, o efluente tratado passa por uma calha parshall, onde foi instalado pela equipe da UFBA um medidor de vazão da marca INCONTROL, modelo ITS 2000, com data logger acoplado da marca Novus, modelo LogBox-AA, permitindo o registro da vazão. Após a calha parshall, o esgoto tratado é enviado por meio de emissário ao corpo receptor.

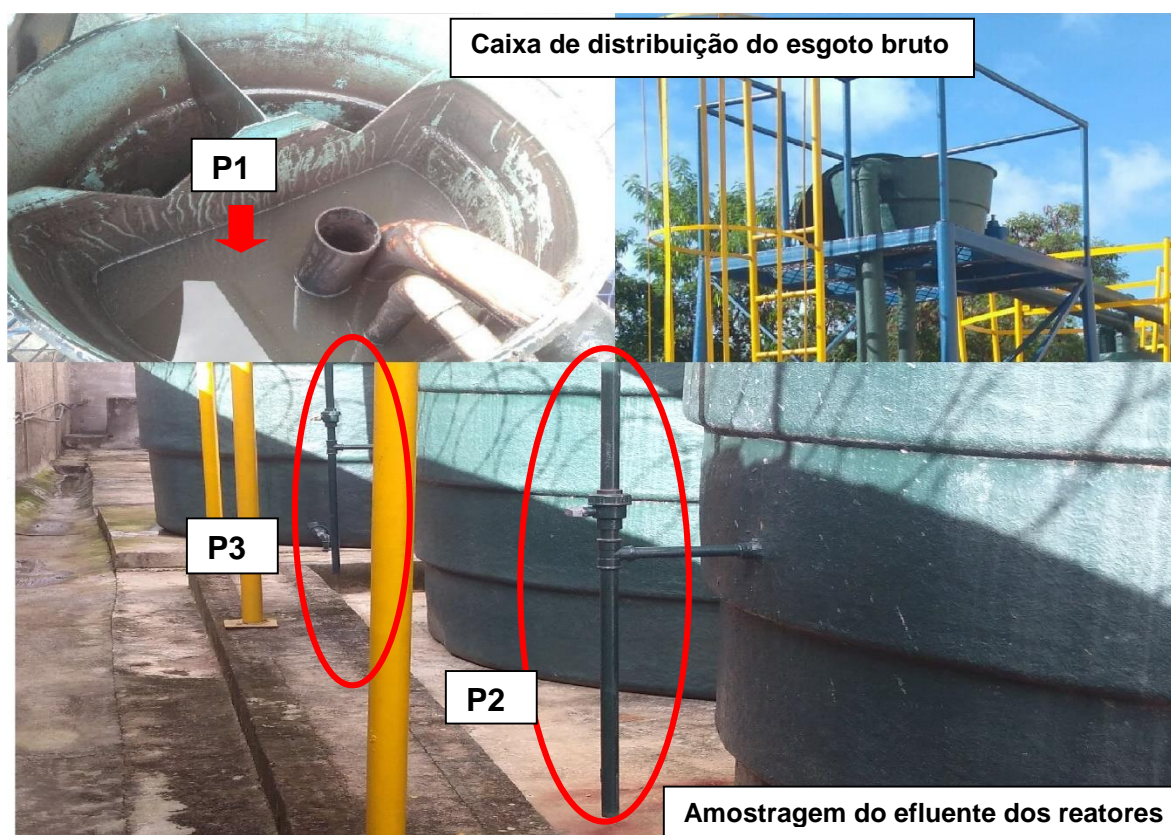
### 4.3 Acompanhamento operacional e monitoramento do sistema

O plano de pesquisa foi desenvolvido com o objetivo de analisar o desempenho dos reatores anaeróbios da ETE Villa, portanto foi analisado apenas o esgoto afluente e efluente dos RAn. O monitoramento do tratamento anaeróbio ocorreu de 25 de maio de 2017 a 11 de dezembro de 2017, sendo realizadas ao todo 25 campanhas amostrais.

Para permitir a caracterização do afluente e do efluente do processo anaeróbio da ETE Villa, definiram-se três pontos de amostragem de esgoto, discriminados a seguir e visualizados na Figura 13.

- Ponto 1 (P1): Coleta do esgoto proveniente da caixa de distribuição da estação elevatória, para a análise das características do esgoto afluente aos reatores anaeróbios;
- Ponto 2 (P2): Efluente do RAn 1, coletado na tubulação de amostragem localizada na lateral do reator;
- Ponto 3 (P3): Efluente do RAn 2, coletado na tubulação de amostragem localizado na lateral do reator.

Figura 13 – Pontos de amostragem e coleta de esgoto bruto e tratado



Fonte: A autora.

O monitoramento da ETE Villa ocorreu em duas etapas. A primeira constitui-se como uma fase preliminar, onde foram realizadas amostragens simples, já para a segunda etapa foram realizadas amostragens compostas.

#### **4.3.1 Plano de amostragem, análises laboratoriais e medições em campo**

##### **4.3.1.1 Primeira etapa**

A primeira etapa foi realizada em caráter exploratório, de forma a realizar uma análise preliminar da ETE Villa, analisando a viabilidade da realização do presente projeto de pesquisa.

O monitoramento preliminar ocorreu entre o período de 25 de maio de 2017 a 20 de junho de 2017, totalizando cinco campanhas. As coletas foram realizadas semanalmente, sempre às terças-feiras, por amostragem simples dos três pontos de coleta, para quatro horários: 09h00, 11h00, 13h00 e 15h00, de forma a se analisar as possíveis variações de carga orgânica ocorridas ao longo do dia no colégio Villa Campus.

Foi coletado 1 L de amostra em cada um dos quatro períodos amostrais. Para as coletas, utilizaram-se frascos de plástico, isopor e gelo para preservar as amostras, evitando assim alterações na sua composição. As amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Efluentes (EFLULAB), do Departamento de Engenharia Ambiental da Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia (UFBA).

Os parâmetros analisados para os três pontos amostrais foram: Demanda Química de Oxigênio (DQO) total e filtrada, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), alcalinidade, pH, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total, fósforo solúvel, série de sólidos totais e suspensos, de acordo com as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA, WEF, 2012). As metodologias e princípios dos métodos para a determinação de cada parâmetro estão descritos na Tabela 7.

Tabela 7 – Parâmetros analisados e metodologia adotada

Parâmetro	Metodologia	Princípio do Método
pH	---	Método Eletrométrico
DQO Total	5220 B	Método de determinação por refluxo aberto
DQO filtrada	5220 B	Método de determinação por refluxo aberto
DBO	5210 B	Teste de DBO 5 dias
Alcalinidade	2320 B	Método titulométrico com pHmetro por meio de adição de ácido sulfúrico
Nitrogênio amoniacal	4500-NH <sub>3</sub> C	Método de destilação seguido de titulação
Nitrogênio total	4500-Norg B	Método Kjeldahl
Fósforo solúvel	4500-P E	Método do ácido ascórbico
Sólidos totais, fixos e voláteis	2540 B e E	Método gravimétrico
Sólidos suspensos totais, fixos e voláteis	2540 D e E	Método gravimétrico

Fonte: APHA, AWWA, WEF (2012).

#### 4.3.1.2 Segunda Etapa

A segunda etapa do monitoramento estendeu de 11 de julho de 2017 a 11 de dezembro de 2017, totalizando 20 campanhas. As coletas eram realizadas semanalmente sempre às segundas-feiras ou terças-feiras, no período da manhã e da tarde a cada 1 hora, com início às 09h30min e término às 15h30min, para os três pontos de amostragens.

O volume do esgoto afluente (P1) e efluente dos reatores anaeróbios (P2 e P3) era coletado de forma proporcional às vazões horárias da ETE Villa, por meio da análise do perfil hidráulico, de forma a se obter ao final do dia, volume amostral de 5L.

As amostras foram coletadas e armazenadas em frascos de plástico e mantidas sob refrigeração em caixa de isopor com gelo para preservar as características da amostra, até serem encaminhadas para o EFLULAB e para o laboratório da Mérieux NutriSciences Brasil-BIOAGRI®, localizado na cidade de Lauro de Freitas-Bahia, onde eram preservadas até a realização das análises físico-químicas.

As análises físico-químicas realizadas no EFLULAB foram: DQO total e filtrada, carbono orgânico total (COT), alcalinidade, pH, Ácidos Voláteis Total (AVT), nitrogênio amoniacal, nitrogênio total, fósforo solúvel, sólidos sedimentáveis (SSed), série de sólidos totais e suspensos. Já o laboratório da BIOAGRI® foi responsável por realizar as análises de DBO, nitrito, nitrato, cloreto, sulfato, sulfeto, óleos e graxas (O&G) e fósforo total. As análises foram realizadas seguindo as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA, WEF, 2012). As metodologias e os princípios dos métodos utilizados para as análises realizadas se encontram na Tabela 8.

Para as análises de sulfato e sulfeto foram realizadas amostragens simples, em amostras coletas de 0,5L do afluente e efluente de ambos os reatores anaeróbios, realizada sempre às 15h30min.

As determinações do carbono orgânico total foram realizadas por meio de um analisador de COT/NT, marca *Analytik Jena* (Jena, Alemanha), modelo Multi N/C 2100S, instalado no EFLULAB. Para a determinação do CT, a amostra injetada é conduzida para um tubo de combustão onde ocorre oxidação catalítica a CO<sub>2</sub>. O CO<sub>2</sub> produzido é quantificado por absorção no infravermelho. A concentração de CT é obtida por in-

terpolação utilizando curvas analíticas (área do pico  $\times$  concentração) feitas previamente por injeção de padrões e a quantidade de COT é determinada pela diferença entre as concentrações destes.

Tabela 8 – Parâmetros analisados e metodologia adotada na segunda etapa da pesquisa

Parâmetro	Metodologia	Princípio do Método
pH	---	Método Eletrométrico
DQO	5220 B	Método de determinação por refluxo aberto
DQO filtrada	5220 B	Método de determinação por refluxo aberto
Alcalinidade	2320 B	Método titulométrico com pHmetro por meio de adição de ácido sulfúrico
Ácidos Voláteis Totais <sup>(1)</sup>	--	Método Kaap
Nitrogênio amoniacal	4500-NH <sub>3</sub> C	Método de destilação seguido de titulação
Nitrogênio total	4500-Norg B	Método Kjeldahl
Fosforo solúvel	4500-P E	Método do ácido ascórbico
Sólidos totais, fixos e voláteis	2540 B e E	Método gravimétrico
Sólidos suspensos totais, fixos e voláteis	2540 D e E	Método gravimétrico
Sólidos sedimentáveis	2540 F	Método do cone Imhoff
Carbono orgânico total <sup>(2)</sup>	---	Oxidação termocatalítica a alta temperatura <sup>1</sup>
Óleos e graxas	5220 B, F	Método gravimétrico de partição líquido-líquido e hidrocarbonetos.
Fósforo Total	4500-P, C	Colorimétrico por ácido Vanadomolibdofosfórico
Nitrito	4500 NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> B	Método Colorimétrico
Nitrato <sup>(3)</sup>	POP PA 032	Determinação por Kit Calorimétrico
Cloreto e Sulfato <sup>(4)</sup>	EPA 300.0 e 300.1	Determinação de ânions por cromatografia iônica- detector de condutividade
Sulfeto	4500 S <sup>2-</sup> F	Método Iodométrico

(1) RIBAS *et al.* (2007)

(2) Metodologia descrita pelo fabricante do analisador de carbono orgânico total (COT).

(3) BIOAGRI (2017).

(4) USEPA (1999).

#### 4.3.2 Perfil de sólidos dos reatores anaeróbios

Além das análises físico-químicas realizadas para a fase líquida dos reatores anaeróbios, também foi realizado o monitoramento da fase sólida, analisando a formação de lodo nos reatores.

Para a avaliação da necessidade de descarte do lodo acumulado nos reatores anaeróbios e a evolução da concentração da biomassa, foi realizada quinzenalmente a coleta de 1 L de lodo em cada ponto de amostragem, instalados na parte frontal do reator (Figura 14), permitindo a análise em três alturas distintas do compartimento de digestão: 0,43 m (P1), 0,87 m (P2) e 1,30m (P3).

Antes da coleta das amostras de lodo era realizada a purga de aproximadamente 1L, a fim de se evitar a coleta de sólidos aderidos à parede das tubulações de amostragem, interferindo na quantificação. As análises foram realizadas no EFLULAB, segundo os procedimentos descritos por (APHA, AWWA, WEF, 2012), determinando para cada ponto a concentração de sólidos totais, fixos e voláteis.

Figura 14 – Pontos de amostragem de lodo do reator anaeróbio



Fonte: A autora.

#### **4.3.3 Medição da vazão e caracterização do perfil hidráulico**

A vazão foi obtida por meio de medidor de vazão instalado no vertedor Parshall da marca *Incontrol* modelo ITS 2000 com data logger LogBox-AA da marca Novus, permitindo a indicação, totalização, transmissão e armazenamento da vazão medida. O monitoramento da vazão foi realizado compreendendo o período de 7 de junho de 2017 a 11 de dezembro de 2017.

O equipamento foi programado para coletar dados de vazão em intervalos de 5 minutos. A partir das medições da vazão da ETE Villa, foram construídos hidrogramas com as vazões médias e máximas horárias (12 leituras/hora), com os respectivos desvios

padrão, considerando o período de 24 horas, para cada dia da semana com o auxílio do *software Microsoft EXCEL*®.

#### 4.4 Análises Estatísticas

Os dados do monitoramento da ETE Villa, bem como os parâmetros calculados por meio destes, foram analisados por meio de estudos estatísticos com o intuito de avaliar o desempenho do tratamento anaeróbio.

Para todos os parâmetros monitorados na primeira etapa desta pesquisa, foram realizados os cálculos da estatística descritiva relativa ao número de dados: média, mediana, valores máximos, mínimos e desvio padrão. Gráficos das séries temporais com a média e o desvio padrão de todos os parâmetros foram construídos com o auxílio do *software Microsoft EXCEL*®.

Os resultados do monitoramento da segunda etapa, também, foram submetidos a uma análise estatística descritiva, aplicada para calcular média, mediana, valores máximos e mínimos, quartis inferior e superior, desvio padrão e coeficiente de variação. Para auxiliar a interpretação dos resultados obtidos, foram construídos gráficos boxplot para todos os parâmetros analisados, com o auxílio do *software Minitab 18*®.

O desempenho dos RAn da ETE Villa foi comparado com o esperado para Tanques Imhoff e reatores UASB. Além disso, a qualidade do efluente dos reatores da ETE Villa foi analisada com base na Resolução CONAMA 430/2011, que dispõe sobre condições, parâmetros, padrões e diretrizes para o lançamento de efluentes em corpos de água receptores.

Com o objetivo de avaliar se há possíveis diferenças estatisticamente significativas entre o efluente dos RAn da ETE Villa, foi realizado um teste estatístico, presumindo à normalidade dos dados, procedendo ao uso de um teste paramétrico, cujo modelo adotado foi o do teste t de *Student*. Esse teste é utilizado, sobretudo quando o tamanho da amostra é considerado pequeno ( $n \leq 30$ ).

O teste t de *Student* para dados independentes foi realizado empregando o *software Minitab 18*®, presumindo que os reatores apresentavam diferenças entre si.

O cálculo das diferenças entre as variáveis examinadas foi realizado, considerando um nível de significância ( $\alpha$ ) de 5% para as seguintes hipóteses:

- Hipótese nula –  $H_0$ : Não há diferenças significativas entre o efluente dos reatores anaeróbios ( $\mu_d = 0$ ).
- Hipótese alternativa –  $H_A$ : A qualidade do efluente dos reatores anaeróbios são diferentes ( $\mu_d \neq 0$ ) – Média da população das diferenças.

Além do teste t de *Student*, foram construídas cartas de controle de qualidade do efluente dos RAn 1 e 2 com a ajuda do software Minitab 18®, para os parâmetros: DBO, DQO, SST e SSed, com o objetivo de analisar a estabilidade do processo. As cartas de controle exibem uma linha central e limites de controle. A linha central é o valor médio do parâmetro escolhido para análise. Os limites de controle são calculados baseando-se na variação aleatória esperada no processo.

O limite superior de controle (LSC) está 3 desvios padrão acima da linha central. O limite inferior de controle (LIC) está 3 desvios padrão abaixo da linha central. Se um processo estiver sob controle estatístico, todos os pontos na carta de controle estarão entre os limites superior e inferior de controle. Dessa forma, a média e o desvio padrão do processo parecem estar estáveis ou sob controle.



## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Perfil hidráulico da ETE Villa

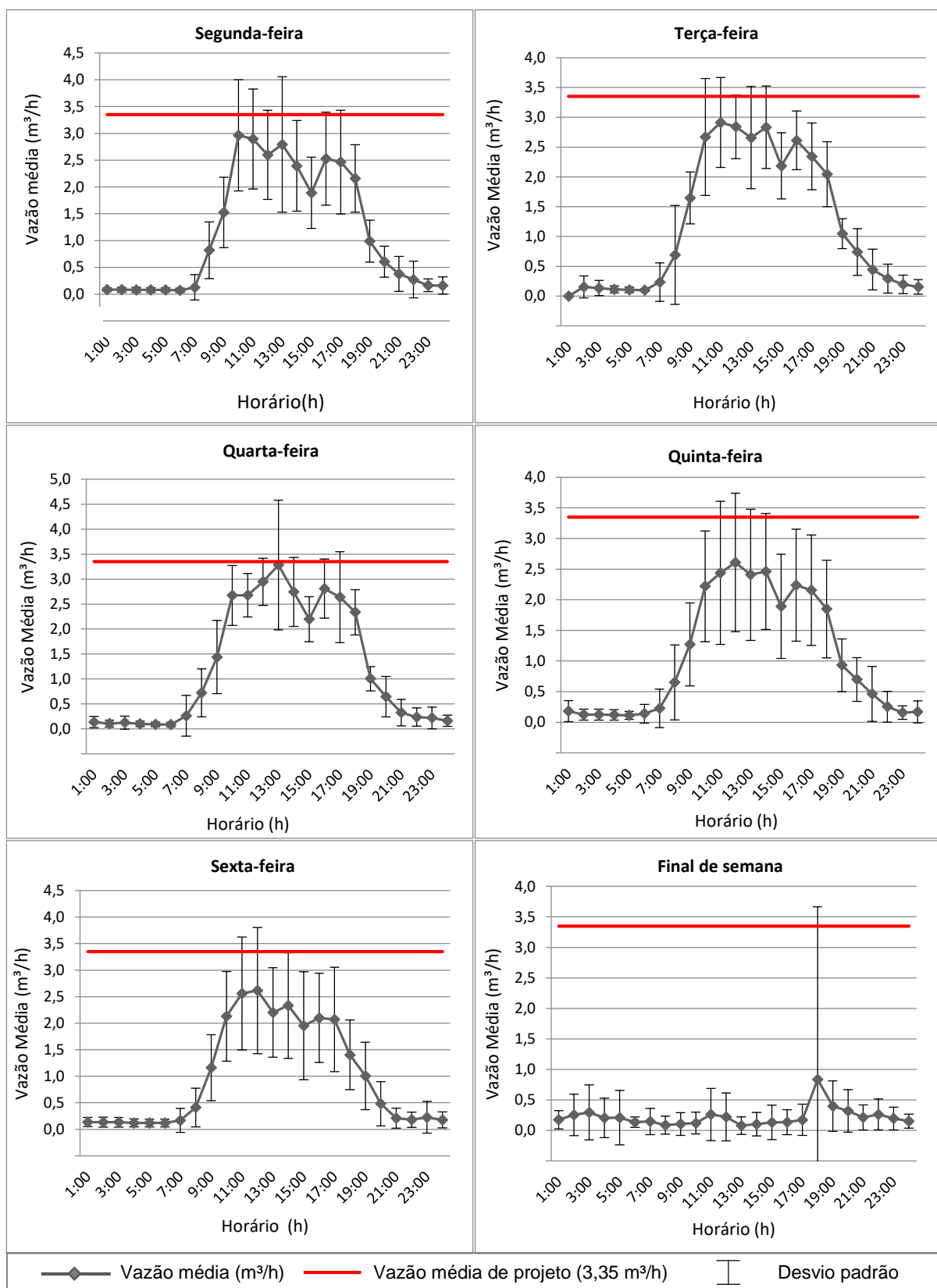
A Figura 15 ilustra a variação temporal da vazão média observada na ETE Villa durante o período de monitoramento para cada dia da semana. Ao analisar os hidrogramas de segunda a sexta-feira, observou-se que a vazão é crescente a partir das 07h00, por se tratar do horário de início das atividades da instituição de ensino.

A vazão segue crescente até às 12h00, período referente ao intervalo para as refeições e término das aulas do turno matutino para os alunos matriculados em período não integral. Entre o intervalo das 12h00 às 17h00 é possível perceber uma oscilação diferente para cada dia da semana. Tais variações são decorrentes das atividades extracurriculares realizadas pelos alunos no período vespertino, visto que a instituição apresenta um cronograma de atividades específico para cada dia da semana.

A partir das 17h00 ocorre um decaimento da vazão na ETE Villa, referente ao início do encerramento das atividades escolares e administrativas da instituição de ensino. Entre o período das 22h00 às 06h00 a vazão afluente à ETE é praticamente nula, devido a inexistência de atividades na instituição. Desta forma, o funcionamento da ETE Villa é de 07h00 às 21h00 de segunda a sexta-feira.

Com relação ao perfil hidráulico da ETE Villa aos finais de semana, observa-se que a vazão é praticamente nula durante todos os períodos do dia. Tal comportamento, está relacionado à redução da população atendida, pois a produção de esgoto aos sábados e domingos é proveniente apenas dos eventos culturais realizados no Teatro da Cidade, extracurriculares do colégio e devido à produção de esgoto pelos funcionários que trabalham no setor de manutenção e na obra de ampliação da instituição de ensino.

Figura 15 – Hidrogramas com a média das vazões horárias da ETE Villa



Fonte: A autora.

Pode-se concluir que a vazão da ETE Villa é variável em função dos dias da semana, da hora do dia e do tamanho da população atendida. O comportamento observado é condizente com estações de tratamento de esgotos que servem pequenas comunidades, passíveis de apresentar picos de vazão ao longo do dia.

Segundo Metcalf & Eddy Inc. (2016), para ETE provenientes de comunidades com tamanho intermediário e realizando o tratamento de esgotos tipicamente domésticos as vazões mínimas ocorrem nas primeiras horas do dia, quando o consumo de água é menor e a vazão gerada é proveniente de pequenas quantidades de esgotos sanitários.

São observados dois picos de vazão ao longo do dia neste tipo de ETE, o primeiro ao final da manhã, quando o esgoto matinal chega à estação de tratamento e o segundo no início da noite entre 19h00 e 21h00. Já aos finais de semana, o primeiro pico ocorre no início da tarde, porque as pessoas tendem a levantar um pouco mais tarde (METCALF & EDDY INC., 2016).

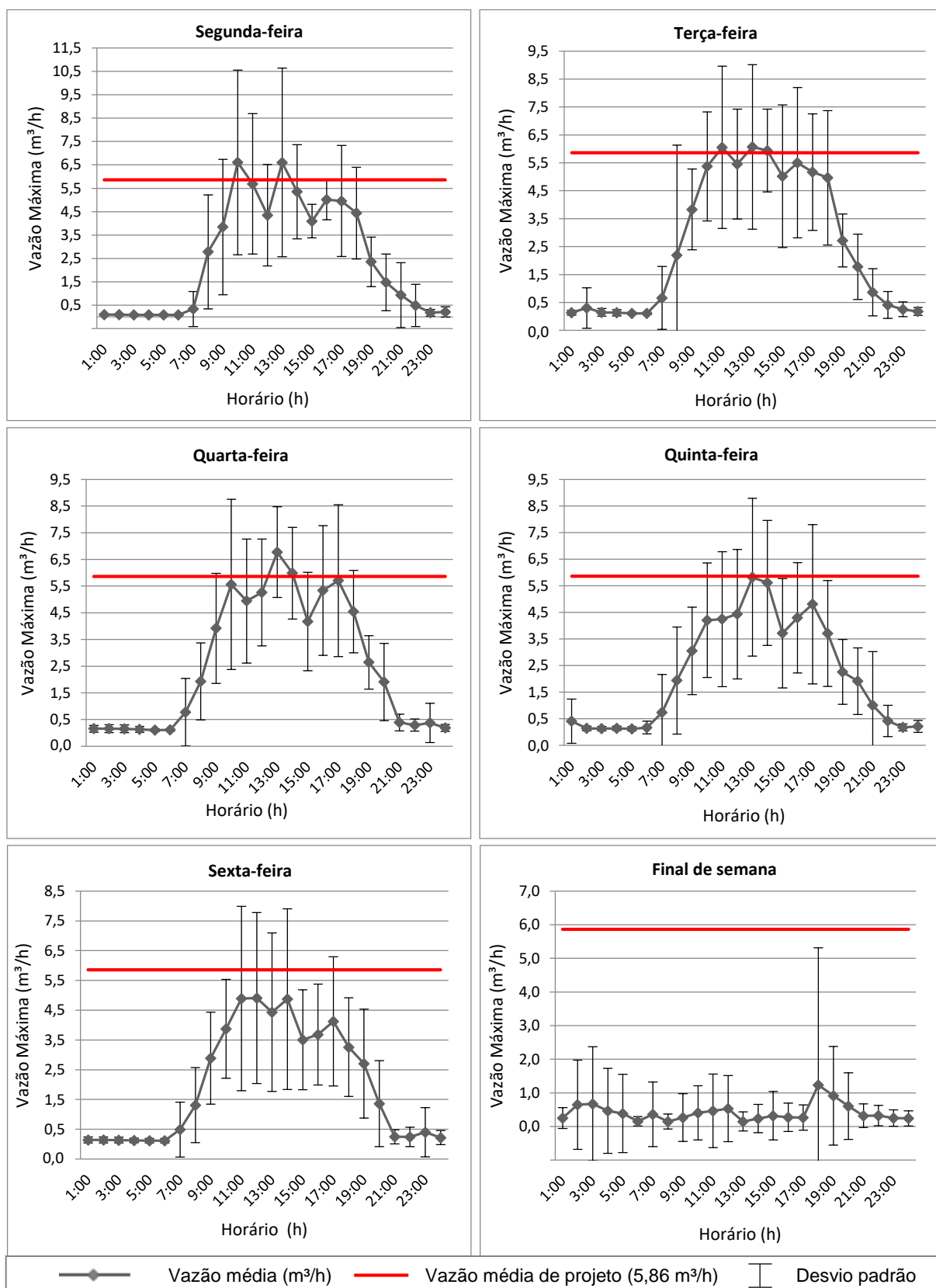
Diante do exposto, pode-se concluir que o regime de vazão observado na ETE Villa é diferente do observado em ETE tipicamente domésticas. Principalmente aos finais de semana e feriados, quando são observadas baixas vazões, com valores próximos de zero e longos períodos de tempo sem o recebimento de esgoto.

A Figura 16 ilustra os hidrogramas com a vazão máxima da ETE Villa, para cada dia da semana. É possível observar uma grande variação da vazão máxima registrada na ETE, durante o período de funcionamento das atividades escolares e administrativas da instituição de ensino, evidenciadas pelos desvios padrões registrados. Durante o período de monitoramento, foi frequente o registro de vazões máximas acima do previsto no projeto ( $5,86 \text{ m}^3/\text{h}$ ), conforme pode ser visto nos hidrogramas.

Segundo Leitão *et al.* (2006), para o tratamento utilizando reatores anaeróbios são indesejáveis a ocorrência de grandes variações hidráulicas, pois tais oscilações podem afetar a dinâmica do leito de lodo, visto que, ocorre a expansão do leito devido a um novo equilíbrio entre o fluxo ascendente e as velocidades de decantação do lodo.

Dependendo da intensidade da variação, uma maior concentração de sólidos no efluente pode ser esperada devido ao carreamento da biomassa mais leve. A capacidade de tratamento também pode deteriorar-se, devido ao contato insuficiente entre o leito de lodo e o substrato (LEITÃO *et al.*, 2006).

Figura 16 – Hidrograma com as vazões máximas da ETE Villa



Fonte: A autora.

## 5.2 Condições operacionais

A Tabela 9 mostra as condições de operação impostas aos reatores anaeróbios, conforme o perfil hidráulico da ETE Villa, considerando que o seu funcionamento é de segunda a sexta-feira das 07h00 às 21h00.

Tabela 9 – Condições impostas aos reatores anaeróbios, considerando os hidrogramas típicos de vazão.

Condições operacionais	Vazão média (m <sup>3</sup> /d) *	TDH (h)	CHV (m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> .d)	Vas (m/h)
Condições operacionais de projeto	80,5	8	2,8	0,3
<b>Condições operacionais médias da ETE Villa</b>	<b>44,1</b>	<b>16</b>	<b>1,5</b>	<b>0,2</b>

Legenda: Tempo de Detenção Hidráulico (TDH), Carga Hidráulica Volumétrica (CHV), Velocidade ascensional (Vas)

\* Vazão afluyente a ETE (Admitiu-se que cada RAn recebe metade da vazão afluyente).

Fonte: A autora.

Ao analisar as informações da Tabela 9, observa-se que a vazão média afluyente à ETE Villa (44,1 m<sup>3</sup>/dia) esteve abaixo da vazão média admitida para elaboração do projeto (80,5 m<sup>3</sup>/dia). Este comportamento, se deve provavelmente ao fato do colégio estar em funcionamento há apenas 3 anos, apresentando atualmente uma quantidade de alunos matriculados inferior ao preconizado no dimensionamento do projeto (1.500 alunos).

Desta forma, com o aumento da população atendida é esperado um aumento da vazão na ETE Villa. Como a vazão afluyente é distribuída supostamente de forma igual entre os dois reatores, logo, cada RAn recebeu uma vazão média de 22,05 m<sup>3</sup>/dia.

Recomenda-se para trabalhos futuros uma investigação dos hábitos de consumo de água em unidades de ensino, permitindo assim, correlacionar a vazão de esgoto afluyente à ETE com as atividades desenvolvidas nesse tipo de estabelecimento. Durante o desenvolvimento desta pesquisa, foi enviado um ofício ao setor Administrativo do colégio Villa Campus, solicitando maiores informações a respeito do funcionamento da unidade de ensino. Entretanto, não foi obtido resposta para a solicitação.

O tempo de detenção hidráulica (TDH) é o tempo médio em que o líquido permanece no reator. De acordo com a norma ABNT NBR 12.209/2011 e Chernicharo (2007), para o tratamento anaeróbio, esse parâmetro é influenciado pela temperatura do esgoto bruto e, para vazão média, deve ser:

- Temperatura de 15 a 17°C: maior ou igual a 10 horas;
- Temperatura de 18 a 21°C: maior ou igual a 8 horas;
- Temperatura de 22 a 25°C: maior ou igual a 7 horas;
- Temperatura maior que 25°C: maior ou igual a 6 horas.

Considerando o regime de vazão imposto à ETE Villa, os reatores anaeróbios apresentaram durante o período de monitoramento, TDH médio de 16 horas. Nota-se que este valor é superior ao previsto em projeto (8 horas), tal comportamento, está relacionado com o fato da estação de tratamento de esgotos receber uma vazão média abaixo do projeto.

Segundo Chernicharo (2007), o tempo de detenção mínimo recomendado no compartimento de decantação é da ordem de 1,5 h para vazão média e 1,0 h para máxima. Em situações em que o TDH no decantador é reduzido, é de se esperar uma elevada perda de sólidos no reator e redução da qualidade do efluente.

O tempo de detenção hidráulica no compartimento de decantação do RAn da ETE Villa foi de 4,0 h para vazão média e 2,0 h para vazão máxima. O elevado TDH contribuiu para que não houvesse perdas de sólidos significativas no efluente dos reatores, que apresentaram boas eficiências de remoção dos sólidos sedimentáveis e em suspensão.

A carga hidráulica volumétrica (CHV) é definida como o volume de esgotos aplicados diariamente ao reator, por unidade de volume do mesmo. De acordo com Chernicharo (2007), a CHV não deve ultrapassar o valor de 5,0 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>.d. Os reatores anaeróbios da ETE Villa, apresentaram durante o período de monitoramento, carga hidráulica volumétrica de 1,5 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>.d.

Em relação ao parâmetro velocidade ascensional, Chernicharo (2007) orienta que o valor médio em reatores do tipo manta de lodo, deve ser da ordem de 0,5 a 0,7 m/h. Já a NBR 12.209/2011 dispõe que a velocidade ascensional média deve ser inferior a 0,7 m/h e, para a vazão máxima não é recomendado ultrapassar 1,2 m/h. Os reatores anaeróbios da ETE Villa, apresentaram velocidade ascensional média igual a 0,2 m/h e máxima de 0,3 m/h.

### 5.3 Aspectos construtivos dos Reatores Anaeróbios da ETE Villa

Os Tanques Imhoff são unidades compactas de dois compartimentos sobrepostas, possuindo em um mesmo tanque as unidades de sedimentação e digestão do lodo, nas quais o compartimento superior, destinado à decantação, comunica-se com a câmara inferior de digestão, por meio de uma fenda. Além da zona de decantação e digestão, os Imhoff possuem zona de espuma, dispositivo de remoção de lodo e gás, sendo que, o afluente é introduzido em sentido descendente (JORDÃO & PESSOA, 1995).

Em reatores UASB convencionais o esgoto é distribuído em fluxo ascendente por meio de tubos de distribuição, favorecendo o contato com a biomassa no fundo do reator. O compartimento de digestão é formado por um perfil de sólidos heterogêneo que varia de muito denso e com partículas de grande sedimentação, próximas ao fundo do reator, denominado leito de lodo, até uma zona constituída de um lodo mais leve e disperso, próximo ao topo do reator, denominada manta de lodo (CHERNICHARO, 2007).

Devido ao movimento ascendente das bolhas do biogás, ocorre carreamento de lodo, sendo necessária a instalação de um separador trifásico que permite a retenção e o retorno do lodo. No entorno, acima do separador trifásico, tem-se uma câmara de sedimentação. A coleta do efluente do reator é realizada em sua parte superior, junto ao compartimento de decantação por intermédio de calhas ou tubos. (CHERNICHARO, 2007).

Conhecendo o funcionamento dos reatores UASB e Tanque Imhoff, constata-se que, os reatores anaeróbios localizados na ETE Villa, em uma primeira análise se assemelham quanto aos princípios do processo de tratamento de esgotos a essas duas tecnologias anaeróbias. Sendo assim, a partir dos dados da Tabela 10 é possível analisar as semelhanças e diferenças, quanto aos critérios e parâmetros de projeto, adotados para o dimensionamento dos reatores UASB convencionais, Imhoff e do RAn instalado na ETE Villa.

Tabela 10 – Comparação entre características operacionais do reator anaeróbio (RAn) da ETE Villa, reator UASB convencional e tanque Imhoff

Parâmetro	RAn ETE Villa <sup>(1)</sup>	UASB <sup>(2)</sup>	Tanque Imhoff <sup>(3)</sup>
Altura útil do reator	2,35 m	4,0 a 6,0 m	≥ 1,2 m
Altura do compartimento de decantação	0,75 m	1,5 a 2,0 m	N.d (Volume mínimo de 1,5 m <sup>3</sup> )
Altura do compartimento de digestão	1,60 m	2,5 a 3,5 m	N.d (Volume mínimo de 3,0 m <sup>3</sup> )
Distribuição do esgoto afluente	Constituído por 2 tubos verticais de distribuição. Ausência de vertedores.	Tubos verticais de distribuição alimentados por vertedores	Constituído por uma tubulação horizontal na parte superior do tanque
Fluxo de distribuição do esgoto	Ascendente	Ascendente	Descendente
Diâmetro dos tubos de distribuição do afluente	100 mm	75 a 100 mm	100 mm
Distância do tubo de distribuição do afluente ao fundo do reator	0,30 m	0,10 a 0,20 cm	N.d
Área de influência do tubo de distribuição do afluente	2,9 m <sup>2</sup>	2,0 a 3,0 m <sup>2</sup>	N.d
Separador trifásico	Presente	Presente	Ausente (Presença de câmara de decantação)
Dispositivo para retirada de espuma	Remoção por meio da tubulação de 100 mm de diâmetro por meio da abertura da válvula gaveta	Remoção por meio de canaleta ou escotilha de inspeção	Manualmente por meio de raspador ou rodo
Coleta do efluente	Realizada no topo do reator, por meio de uma tubulação de 150,0 mm de diâmetro	Topo do reator, por meio de canaletas com vertedores triangulares ou tubos perfurados submersos	Realizada no topo do reator, por meio de uma tubulação de 100 mm
Coleta do biogás	Separador trifásico (Câmara de biogás) e filtro redutor de gás sulfídrico.	Separador trifásico (Câmara de biogás), reservatório de biogás ou queimador.	Captado por dispositivos próprios instalados na cobertura e em conexão com a câmara de espuma
Diâmetro da tubulação de amostragem de lodo	50,0 mm	50,0 mm	N.d
Diâmetro da tubulação de descarte de lodo	150,0 mm	≥ 150,0 mm	≥ 200,0 mm
CHV*	1,5 m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> .d	< 5,0 m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> .d	N.d (Taxa de escoamento superficial de 25 a 40 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d para o compartimento de decantação)
TDH*	16 horas	15 a 18 ° C ≥ 10 h 18 a 22 ° C ≥ 8 h 22 a 25 ° C ≥ 7 h > 25 ° C ≥ 6 h	TDH de 2 a 4 horas para a câmara de decantação
Velocidade superficial de fluxo*	0,2 m/h (vazão média)	0,5 a 0,7 m/h (vazão média)	N.d

Legenda: N.d: não definido

Fonte: (1) Parâmetros operacionais do RAn da ETE Villa (Original Ambiental Ltda., 2014);

(2) Chernicharo (2007); ABNT NBR 12209/2011;

(3) Jordão & Pessoa (1995);

\* Condições operacionais do RAn com base no hidrograma da ETE Villa.



O compartimento de decantação do Tanque Imhoff localizado na parte superior, possui formato de V, com inclinação das paredes entre 1,25 a 1,75m na vertical para 1,0 m na horizontal, além de uma fenda na parte inferior com espaçamento mínimo de 0,1 m, permitindo que os sólidos sedimentados sejam direcionados ao compartimento de digestão. (JORDÃO & PESSOA, 1995).

A sobreposição das abas inclinadas da câmara de sedimentação é dimensionada de tal maneira que impeçam a penetração dos gases formados, o volume mínimo da câmara deve ser de 1,5 m<sup>3</sup>. A profundidade útil mínima do Tanque Imhoff não deve ser inferior a 1,2 m e a profundidade total não deve ultrapassar 10,0 m. Enquanto, o diâmetro do Imhoff deve ser no mínimo igual a 1,2 m (JORDÃO & PESSOA, 1995).

O RAn da ETE Villa possui uma zona de decantação localizada na parte superior e no entorno do separador trifásico. A baixo dos defletores de gás está localizado o compartimento de digestão. O RAn possui altura útil de 2,35 m, onde o compartimento de digestão e decantação possuem profundidade de 1,60 m e 0,75 m, respectivamente, portanto, são reatores mais compactos que os UASB convencionais.

Em relação ao reator UASB, a norma técnica da ABNT NBR 12209/2011, dispõe que a altura útil do reator deve estar entre 4,0 e 6,0 m. Qualquer que seja a profundidade útil adotada para o reator, recomenda-se uma profundidade mínima do compartimento de digestão igual a 2,5 m, e altura mínima de 1,5 m para o compartimento de decantação.

A distribuição do fluxo em Tanques Imhoff ocorre em sentido descendente e tubos ou defletores em forma de T podem ser usados na entrada e na saída para reduzir a velocidade e evitar que a saída de espuma do sistema. (JORDÃO & PESSOA, 1995).

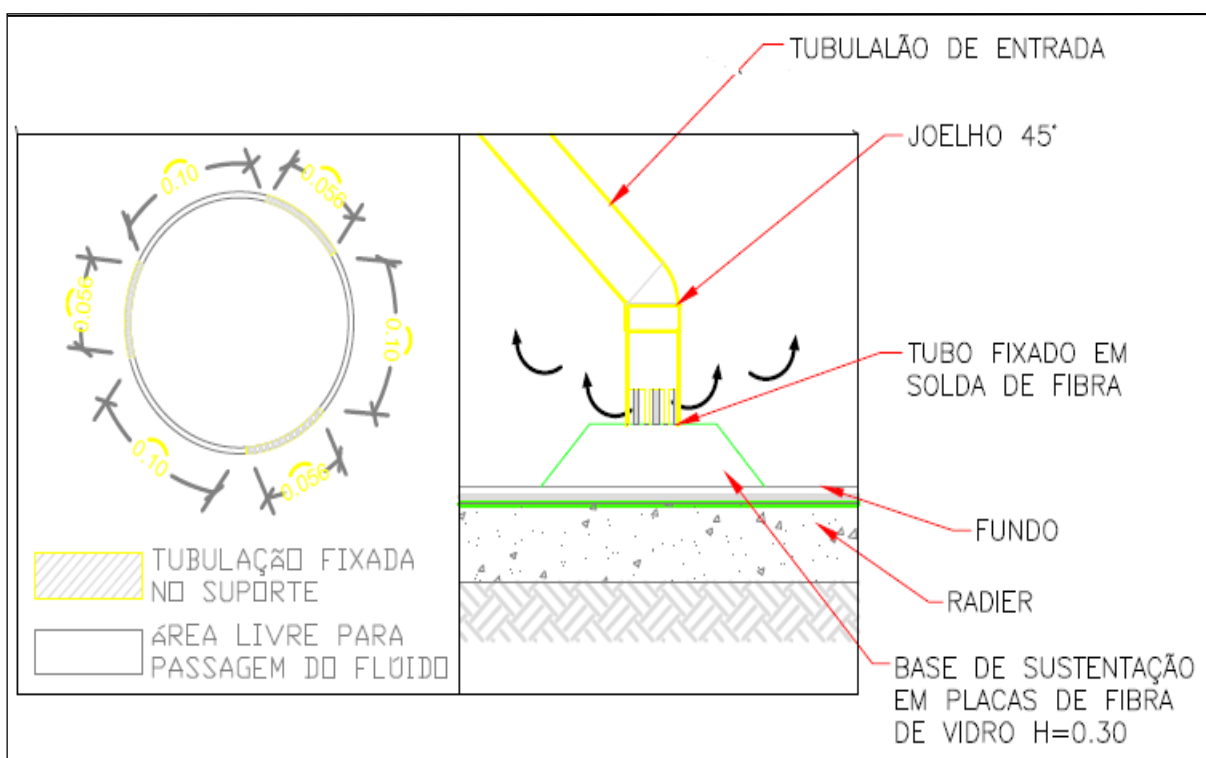
Com relação à distribuição dos esgotos em reatores UASB, a divisão equitativa da vazão afluyente para os diversos tubos distribuidores deve ser feita a partir de pequenos compartimentos implantados na parte superior do reator, alimentados por vertedores, de forma que cada compartimento alimenta um único tubo de distribuição que vai até o fundo do reator (CHERNICHARO,2007).

Estes compartimentos permitem a distribuição uniforme dos esgotos em todo o fundo do reator, além de possibilitar a visualização da divisão do esgoto e eventuais entupi-

mentos. Os tubos de distribuição devem possuir diâmetro de 75 a 100 mm e as extremidades inferiores dos tubos devem ser instalados a uma distância de 0,10 a 0,20 m do fundo do reator (CHERNICHARO,2007).

A distribuição do afluyente nos RAn da ETE Villa, é realizada por meio de um dispositivo, implantado na parte superior do reator, que divide o esgoto para dois tubos de distribuição. Os dois tubos de distribuição possuem diâmetro de 100 mm e apresentam extremidades inferiores soldadas em uma base de sustentação em placa de fibra de vidro, com três aberturas permitindo a saída do afluyente no fundo do reator. As extremidades inferiores foram instaladas a uma altura de 0,3 m do fundo do reator, conforme pode ser visto na Figura 17 (ORIGINAL AMBIENTAL,2014).

Figura 17 – Desenho esquemático da tubulação de distribuição do esgoto afluyente no RAn da ETE Villa (dimensões em metro)



Fonte: Original Ambiental (2014).

Para o Tanque Imhoff a coleta do esgoto tratado é realizada por um dispositivo de saída, de forma a coletar o efluente sob a camada de espuma e sobre a zona de lodo. A imersão do dispositivo de saída deve corresponder a 1/3 da altura útil do tanque e ser maior que o de entrada, em pelo menos 0,05 m. A tubulação deve apresentar diâmetro mínimo de 0,10 m (JORDÃO & PESSOA, 1995).

A coleta do efluente do reator UASB é realizada em sua parte superior, junto ao compartimento de decantação, onde os dispositivos que têm sido mais utilizados para a coleta são as canaletas com vertedores triangulares, com a utilização ou não de retentores de espuma ou tubos perfurados submersos (CHERNICHARO, 2007).

Já a coleta do efluente proveniente dos RAn da ETE Villa é realizada em sua parte superior junto ao compartimento de decantação por meio de uma tubulação de 150 mm de diâmetro sem a presença de dispositivos retentores de espuma (ORIGINAL AMBIENTAL, 2014).

A espessura da camada de espuma formada em reatores UASB depende fundamentalmente da composição do substrato, principalmente da presença de sólidos e de óleos graxos. Logo, o projeto deste tipo de reator deve prever pontos de inspeção e dispositivo para a sua remoção, por exemplo, canaletas afixadas na parte superior do separados trifásico, permitindo o escoamento para o exterior do reator (CHERNICHARO, 2007).

O Tanque Imhoff apresenta uma câmara de espuma, onde o volume correspondente a esta zona, deve ser aproximadamente igual à metade da câmara de digestão. A superfície em contato com a atmosfera deve ser de 15% a 30% da projeção da área do compartimento de digestão. Quando o tanque Imhoff apresentar cobertura, deverá permitir fácil acesso à câmara de espuma, de forma a permitir a remoção do material flutuante. A largura dessa câmara deve ser de 0,45 a 0,75 m (JORDÃO & PESSOA, 1995).

Em relação à formação e remoção de espuma dos RAn da ETE Villa, a parte superior do reator possui uma abertura de inspeção que permite a visualização da formação de espuma e sua retirada por meio de peneiras e por sucção de caminhão limpa fossa, visto que o dispositivo previsto em projeto para remoção da espuma (constituído por duas tubulações de 100 mm de diâmetro, em cada lateral do reator e uma válvula gaveta) não desempenha o seu papel, conforme pode ser visualizado na Figura 18. Para a remoção da espuma acumulada no interior do separador trifásico, não foi previsto pontos de inspeção e também algum dispositivo para a sua remoção.

Figura 18 – Tubulação para remoção de espuma do RAn da ETE Villa



Fonte: A autora.

Para os Tanques Imhoff cobertos, Jordão & Pessoa (1995), recomendam a instalação de dispositivos destinados a coletar os gases acumulados, os quais podem ser encaminhados para aproveitamento. Os dispositivos são instalados na cobertura do tanque e em conexão com a câmara de espuma aonde o gás é acumulado. Portanto, as tampas de inspeção devem ser hermeticamente vedadas.

Para o reator UASB, os gases resultantes do processo de digestão anaeróbia são coletados na parte interna do separador trifásico, localizado na parte superior, a partir da câmara de gás e direcionados por meio da tubulação de coleta até reservatórios de armazenamento (tanque pulmão) ou para queimadores de gases, quando o biogás não é aproveitado (CHERNICHARO, 2007).

Para os RAn da ETE Villa, o biogás após ser coletado no separador trifásico é encaminhado por intermédio de uma tubulação para o filtro de gás sulfídrico com refil de limalha de aço, localizado no topo do reator antes de ser lançado para atmosfera.

Os Tanques Imhoff normalmente apresentam um dispositivo de remoção de lodo destinado à transferência do lodo digerido para unidades subsequentes de tratamento. Este dispositivo geralmente é constituído por uma tubulação de diâmetro mínimo de 0,2 m instalada ligeiramente inclinada, onde a extremidade em contato com o lodo

digerido deve estar a 0,2 m do fundo do tanque. Quando a remoção é realizada com bombas, é possível utilizar tubulações com 0,15 m de diâmetro (JORDÃO & PESSOA, 1995).

Em reatores UASB, o sistema de amostragem de lodo é usualmente constituído por uma série de registros instalados ao longo da altura do compartimento de digestão, permitindo o monitoramento do crescimento da biomassa no interior do reator. É indicada a instalação de tubos de amostragem com diâmetro de 50 mm, espaçados de 0,5 m a partir do fundo do reator até a parte inferior do defletor de gás (CHERNICHARO, 2007).

Já para o descarte de lodo deve ser previsto no projeto de reatores UASB, a instalação de tubulações em dois níveis ao longo da altura do reator, uma localizada no fundo do reator e a outra instalada entre 1,0 a 1,5 m acima do fundo do reator, ambas com diâmetro mínimo de 150 mm (CHERNICHARO, 2007).

Em relação ao sistema de amostragem de lodo nos reatores das ETE Villa, foi previsto em projeto a instalação de três tubulações ao longo do compartimento de decantação (alturas estimadas em 0,43 m 0,87 m e 1,30 m a partir do fundo do reator), com diâmetro de 50 mm. O descarte de lodo é realizado por meio de duas tubulações com válvula guilhotina com diâmetro de 150 mm, localizada no fundo do RAn em dois níveis.

#### **5.4 Monitoramento da fase preliminar – Amostragem simples**

Na etapa preliminar do monitoramento da ETE Villa, foi analisada a qualidade do afluente e efluente dos reatores anaeróbios, bem como, as eficiências de remoção para os seguintes parâmetros: DQO total e filtrada, DBO, sólidos totais e em suspensão, pH, alcalinidade, fósforo, nitrogênio amoniacal e total. As coletas simples foram realizadas em quatro horas do dia (09h00, 11h00, 13h00 e 15h00). Os resultados da estatística descritiva, considerando um conjunto amostral de 5 coletas, podem ser visualizados na Tabela 11.

Tabela 11 – Estatística descritiva para a o período de amostragem simples

Parâmetro	Estatística	09h00			11h00			13h00			15h00		
		Afluente	RAn 1	RAn 2	Afluente	RAn 1	RAn 2	Afluente	RAn 1	RAn 2	Afluente	RAn 1	RAn 2
ST (mg/L)	Média	799,3	553,0	530,0	844,5	598,5	619,8	755,2	601,5	578,2	834,0	624,5	535,0
	Desvio padrão	166,4	83,9	62,1	142,8	63,0	79,8	68,3	33,5	81,5	133,1	130,3	144,2
	Máximo	945,0	649,0	601,0	990,0	659,0	698,0	824,0	631,0	671,0	961,0	805,0	713,0
	Mínimo	618,0	494,0	486,0	651,0	536,0	550,0	665,0	570,0	481,0	705,0	494,0	369,0
	Eficiência	-	43,0%	30,4%	-	27,2%	34,2%	-	20,1%	23,6%	-	24,9%	36,4%
STV (mg/L)	Média	438,3	182,3	161,7	438,3	182,0	215,5	400,0	198,0	199,3	403,0	246,7	175,5
	Desvio padrão	103,4	146,4	96,3	103,3	69,5	126,5	72,4	105,9	87,3	74,9	121,9	101,7
	Máximo	516,0	292,0	226,0	516,0	252,0	356,0	508,0	331,0	322,0	499,0	409,0	295,0
	Mínimo	321,0	16,0	51,0	321,0	97,0	72,0	355,0	96,0	118,0	334,0	149,0	90,0
	Eficiência	-	55,2%	59,5%	-	54,4%	46,3%	-	52,0%	51,0%	-	42,9%	59,1%
SST (mg/L)	Média	276,3	82,7	70,3	235,8	65,4	84,1	176,5	88,2	64,5	227,5	73,5	61,4
	Desvio padrão	74,5	58,7	32,3	55,2	48,1	47,3	42,0	22,0	25,5	94,4	16,6	44,5
	Máximo	357,0	150,0	105,0	296,0	137,0	152,0	229,0	98,0	102,0	355,0	68,5	126,0
	Mínimo	210,0	42,0	41,0	177,0	35,0	45,0	131,0	56,0	45,0	127,0	60,0	25,0
	Eficiência	-	65,6%	71,2%	-	68,3%	59,5%	-	45,9%	62,6%	-	75,4%	71,8%
SSV (mg/L)	Média	245,3	68,3	62,7	214,0	70,7	72,3	164,3	81,7	53,8	200,0	56,5	55,9
	Desvio padrão	62,8	44,4	33,3	63,1	49,7	40,0	33,2	13,1	17,7	88,0	10,7	39,5
	Máximo	317,0	117,0	100,0	296,0	128,0	131,0	194,0	94,0	80,0	316,0	68,5	113,0
	Mínimo	200,0	30,0	36,0	160,0	41,0	41,5	120,0	0,0	42,0	109,0	48,0	22,0
	Eficiência	-	69,8%	71,6%	-	62,5%	61,6%	-	46,3%	67,1%	-	68,0%	69,0%

(Continua)

Tabela 11 – Estatística descritiva para o período de amostragem simples (Continuação)

Parâmetro	Estatística	09h00			11h00			13h00			15h00		
		Afluente	RAn 1	RAn 2	Afluente	RAn 1	RAn 2	Afluente	RAn 1	RAn 2	Afluente	RAn 1	RAn 2
DQO Total (mg/L)	Média	1076,1	374,4	343,2	1193,3	463,5	327,9	1247,8	449,1	391,3	1162,8	424,2	392,1
	Desvio padrão	199,6	55,5	233,3	208,9	130,5	215,2	146,5	156,9	140,5	19,5	94,7	139,6
	Máximo	1295,9	414,5	436,2	1425,9	607,1	467,5	1406,6	563,8	479,5	1180,5	491,5	498,8
	Mínimo	906,1	311,10	77,7	1021,6	352,0	80,1	1117,9	270,2	229,3	1141,9	315,9	234,1
	Eficiência	-	65%	69%	-	62%	74%	-	63%	68%	-	64%	66%
DQO filtrada (mg/L)	Média	843,5	347,1	356,8	800,2	397,7	431,4	806,6	389,7	397,7	800,2	377,8	354,4
	Desvio padrão	68,0	17,0	3,4	77,4	37,0	64,6	31,3	87,7	89,8	71,6	67,0	128,5
	Máximo	891,1	359,2	359,2	886,8	438,6	489,1	838,7	484,3	474,7	906,1	477,1	467,5
	Mínimo	795,4	335,1	354,4	737,7	366,4	361,6	776,2	311,1	299,0	752,1	330,3	188,3
	Eficiência	-	59%	58%	-	53%	50%	-	52%	50%	-	52%	55%
DBO (mg/L)	Média	182,8	59,2	53,1	189,2	58,2	59,5	175,4	63,4	59,6	185,4	63,7	61,6
	Desvio padrão	28,0	16,8	14,4	22,6	17,8	15,1	31,6	16,1	12,4	28,2	17,2	14,4
	Máximo	212,4	78,1	50,8	220,7	51,6	59,8	210,7	59,6	55,6	217,3	60,8	70,6
	Mínimo	156,7	45,8	40,0	169,3	45,4	47,4	138,4	50,8	52,0	148,8	51,0	48,8
	Eficiência	-	67,8%	71,0%	-	69,1%	68,3%	-	62,0%	64,3%	-	63,9%	65,5%
pH (mg/L)	Média	8,1	7,6	7,7	8,3	7,8	7,9	8,3	7,9	7,9	8,3	7,9	7,9
	Desvio padrão	0,4	0,4	0,3	0,1	0,3	0,3	0,1	0,2	0,2	0,1	0,2	0,1
	Máximo	8,6	7,9	7,9	8,3	8,1	8,0	8,4	8,0	8,0	8,4	8,0	8,0
	Mínimo	7,8	7,2	7,4	8,2	7,387	7,4	8,2	7,5	7,6	8,2	7,6	7,7
Alcalinidade (mg/L)	Média	315,0	378,5	380,1	362,4	382,1	381,6	322,0	404,4	393,5	371,2	409,0	394,5
	Desvio padrão	81,9	31,3	28,1	14,7	14,3	15,1	30,2	16,9	16,1	49,3	24,5	19,5
	Máximo	409,6	396,6	396,3	384,4	389,3	389,2	337,1	412,8	401,6	395,9	421,3	404,2
	Mínimo	267,7	342,4	347,7	355,0	360,6	358,9	276,7	379,1	369,4	297,2	372,2	365,2

(Continua)

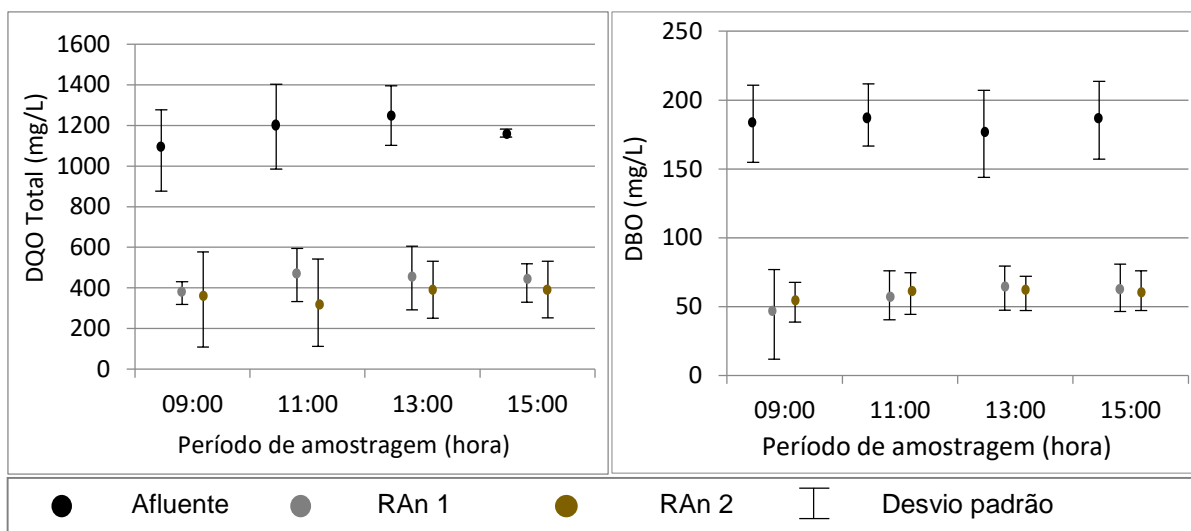




### 5.4.1 DQO e DBO

Ao analisar o comportamento das concentrações de DQO total e DBO (Figura 19) do afluente dos reatores, nota-se que não houve variações significativas ao longo dos quatro períodos do dia. Esse comportamento é atribuído provavelmente à estação elevatória de esgotos, que de certa forma, funcionou como uma unidade de equalização permitindo a amortização das cargas orgânicas. Visto que, o esgoto ao ser direcionado para o poço de sucção permanece retido por um determinado tempo de detenção até ser recalcado para a caixa de distribuição de fluxo.

Figura 19 – Comportamento das concentrações de DQO total e DBO no afluente e efluente dos RAn ao longo dos quatro períodos do dia monitorados



Observa-se também que o fato de não ocorrerem grandes variações na concentração da matéria orgânica, favoreceu o tratamento anaeróbico, proporcionando certa estabilidade quanto à sua remoção nos reatores, pois não houve oscilações significativas na concentração de DQO total e DBO nos efluentes de ambos os reatores anaeróbios da ETE Villa.

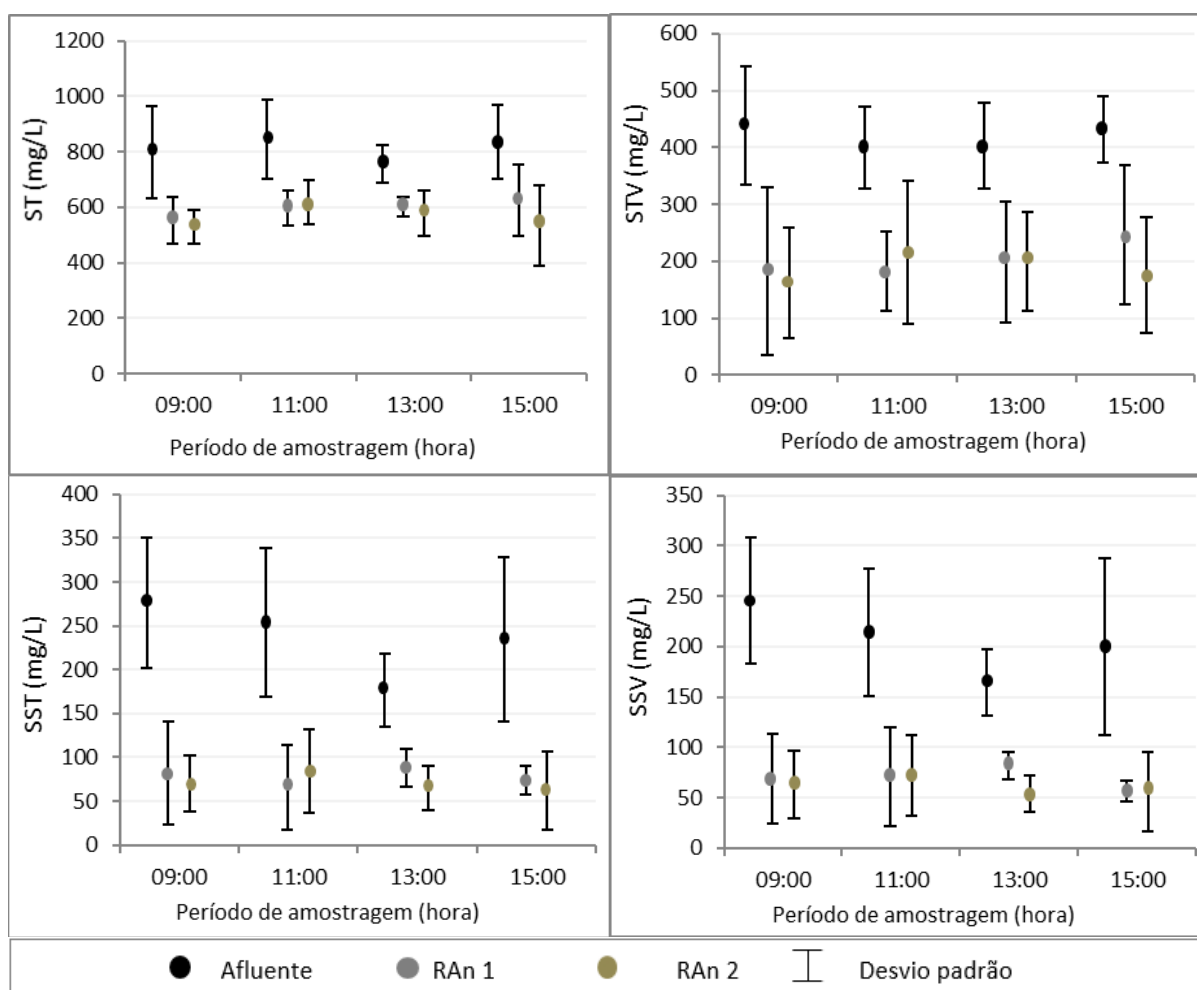
Com relação às eficiências de remoção para DQO total, o RAn 1 e RAn 2, apresentaram respectivamente eficiências de remoção de 65% e 69% por volta das 09h00, 55% e 58% no período de 11h00, 63% e 68% às 13h00 e 64% e 66% para as amostragens realizadas às 15h00. Essas eficiências de remoção foram semelhantes às encontradas em reatores UASB, pois de acordo com Von Sperling (2016), é esperada remoção entre 55 a 70% para este tipo de reator.

Em relação a remoção da DBO, a média dos valores observados das eficiências de remoção no RAn 1 e RAn 2, respectivamente, foram de 68% e 71% às 09h00, 69% e 68% às 11h00, 62% e 64% para às 13h00, 64% e 65% para a amostragem realizada às 15h00. As eficiências encontradas também se assemelham ao encontrado em reatores UASB, de acordo com Von Sperling (2016), é esperado remoções da ordem de 60 a 75%.

#### 5.4.2 Sólidos Totais e em Suspensão

Ao analisar o gráfico da série temporal para as concentrações de sólidos totais e em suspensão (Figura 20), constata-se que, assim como para a matéria orgânica, também não houve variações significativas quanto às concentrações de sólidos no afluente, devido à “homogeneização” promovida pela EEE, conforme já discutido.

Figura 20 – Comportamento das concentrações de ST, STV, SST e SSV no afluente e efluente dos RAn ao longo dos quatro períodos do dia monitorados.



Os grandes desvios padrões, se devem ao fato do pequeno conjunto amostral, pois, a fase inicial desta pesquisa foi realizada como um estudo preliminar e exploratório a respeito do comportamento da ETE, sendo realizadas, portanto, apenas cinco campanhas amostrais.

Ao analisar os gráficos da concentração de SST e SSV, nota-se visualmente que houve um pequeno decréscimo da concentração no afluente às 13h00. Entretanto, o teste estatístico t de *Student* para amostras independentes, revelou que não houve diferenças estatisticamente significativas, nos demais períodos amostrais (Considerando SST:  $p=0,121$  período 09h00-13h00,  $p=0,182$  para 11h00-13h00,  $p=0,167$  para 13h00-15h00. Considerando SSV:  $p=0,137$  para 09h00-13h00,  $p=0,235$  entre 11h00-13h00 e  $p=0,365$  para 13h00-15h00, ao nível de significância de 5%).

O efluente dos reatores também não apresentou variações na concentração de SST e SSV, apresentando eficiências de remoção satisfatórias e condizentes com as encontradas em reatores UASB. Sendo assim, o efluente do RAn 1 e RAn 2 apresentaram respectivamente eficiências médias de remoção para SST de 66% e 71% por volta das 09h00, 68% e 59% às 11h00, 46% e 63% às 13h00 e por fim, 75 % e 72% para a amostragem realizada às 15h00.

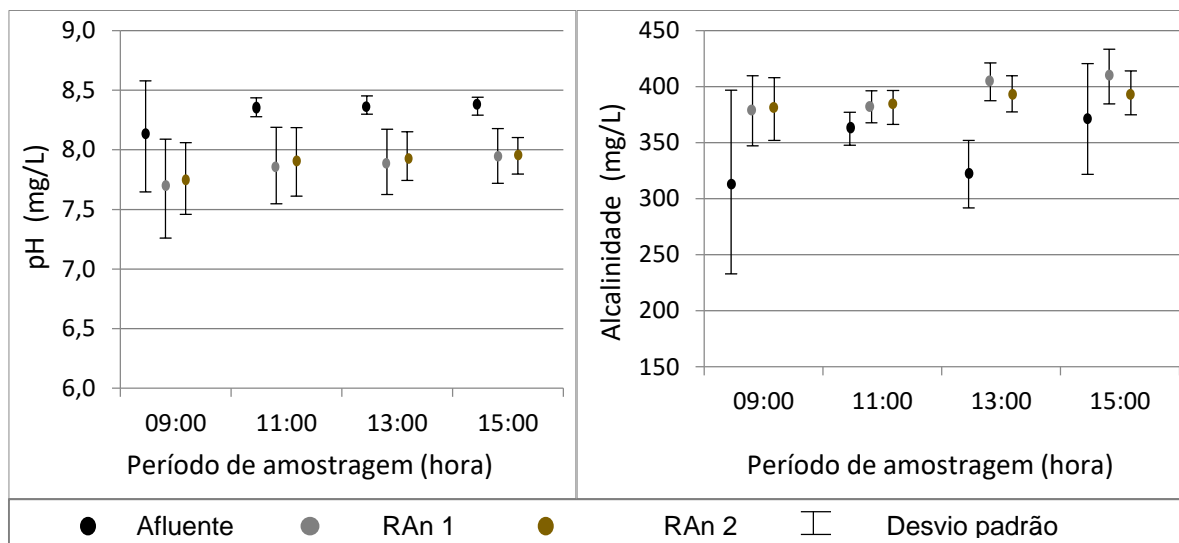
Já para a concentração de SSV o RAn 1 e RAn 2, apresentaram respectivamente, eficiências de remoção de 70% e 72% por volta das 09h00, 63% e 62% às 11h00, 46% e 67% às 13h00 e por fim, 68 % e 69 % para a amostragem realizada às 15h00.

Em relação às concentrações de ST, a média dos valores observados para a eficiência de remoção encontrados para o RAn 1 e RAn 2, respectivamente, foram iguais a 43% e 30% por volta das 09h00, 27% e 34% às 11h00, 20% e 24% às 13h00, 25% e 36% para as coletas realizadas as 15h00.

#### **5.4.3 pH e Alcalinidade**

A Figura 21 permite a visualização do comportamento do pH, e das concentrações de alcalinidade, durante o período de monitoramento da fase preliminar da ETE Villa.

Figura 21 – Comportamento do pH e alcalinidade no afluente e efluente dos RAn ao longo dos quatro períodos do dia monitorados



Não houve oscilações significativas ao longo dos quatro períodos do dia, tanto para o valor do pH do afluente, quanto para o encontrado no efluente dos reatores. Com relação ao pH do esgoto bruto, este apresentou-se valor médio de 8,1 e faixa de variação de 7,8 a 8,3 para as amostragens realizadas às 09h00. Com relação aos demais horários, é observada uma menor variação, mantendo o intervalo de 8,3 a 8,4.

Para o efluente dos reatores anaeróbios foi observado que o pH decresceu levemente, apresentando pequenas faixas de variação média entre 7,6 a 8,1 para o RAn 1 e 7,4 a 8,0 para o RAn 2 ao longo dos quatro períodos do dia. Esse comportamento é de especial importância, pois demonstra que o tratamento anaeróbio se encontrou estável, com relação a este parâmetro. Visto que, valores de pH abaixo de 6,0 e acima de 8,3 devem ser evitados, pois podem inibir a atividade das Arqueas metanogênicas.

Para o monitoramento do processo de digestão anaeróbia, a verificação da alcalinidade é mais importante que a avaliação do pH, devido à escala logarítmica do pH, significando que pequenas reduções dos valores de pH levam ao consumo de grandes quantidades de alcalinidade, diminuindo a capacidade de tamponamento do sistema (CHERNICHARO, 2007).

Também não foram observadas oscilações significativas quanto à concentração da alcalinidade no esgoto bruto e efluente dos reatores, considerando os quatro períodos amostrais.

A média dos valores observados para a concentração da Alcalinidade presente no afluente foram iguais a 315,0, 362,4, 322,0 e 371,2 mg/L respectivamente, para os

quatro períodos. Enquanto a média aritmética para o efluente do RAN 1 e RAN2, respectivamente, foram: 378,5 e 380,1, 382,1 e 381,6, 404,4 e 393,5, 409,0 e 394,5 mg/L, para os respectivos horários amostrais (09h00, 11h00, 13h00 e 15h00).

Durante todo o período de monitoramento a alcalinidade foi gerada a partir do esgoto afluente, demonstrando a capacidade dos reatores anaeróbios em evitar mudanças bruscas no pH, neutralizando os ácidos formados durante o processo de digestão anaeróbio, indicando que o tratamento anaeróbio se encontrou estável, com boa capacidade de tamponamento.

#### 5.4.4 Nitrogênio e Fósforo

Foi analisado na etapa preliminar da pesquisa o nitrogênio na forma amoniacal e total, além da concentração de fósforo solúvel presente no afluente e efluente dos reatores. O comportamento desses parâmetros ao longo dos quatro períodos do dia monitorado pode ser visto nas Figuras 22 e 23

Figura 22 – Concentrações de nitrogênio total e amoniacal presentes no afluente e efluente dos RAn da ETE Villa.

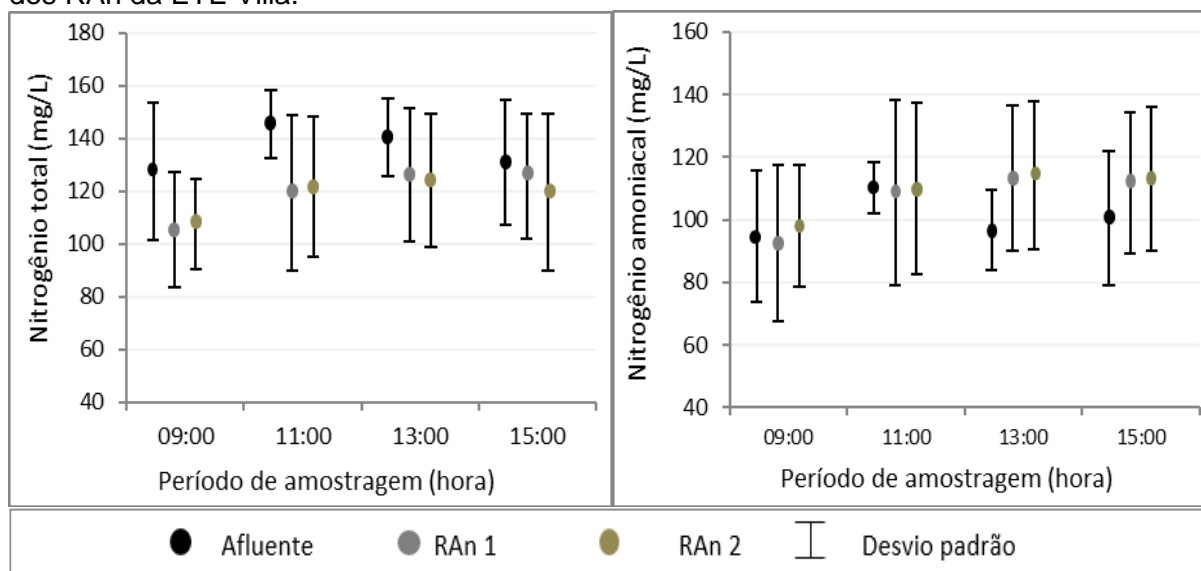
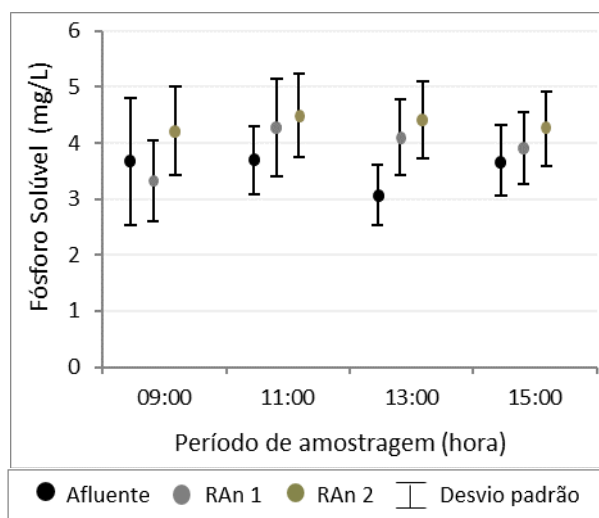


Figura 23 – Concentração de fósforo solúvel no afluente e efluente dos RAn da ETE Villa



Observa-se que não foram encontrados para o afluente, picos de concentração ao longo do dia. Inicialmente, era esperado concentrações elevadas de nitrogênio, para o intervalo das aulas (09h00) e horário de almoço (13h00), devido ao aumento de usuários dos sanitários para micção. Entretanto, como não foram observadas tais oscilações, a hipótese inicial levantada sobre o amortecimento e homogeneização do esgoto bruto, ocasionado pela presença da EEE é reforçada.

Os valores das médias aritméticas das concentrações de NTK do afluente, encontradas respectivamente nos quatro períodos do dia foram de 127,46, 145,56, 140,31 e 130,72 mg/L. Já as eficiências médias de remoção encontradas para o RAn 1 e RAn 2, respectivamente, foram de 15% e 13% para a amostragem das 09h00, 18% e 16% às 11h00, 10% e 11% às 13h00, 4% e 9% às 15h00.

Esses valores irrisórios de remoção do NTK, se devem provavelmente à assimilação dos compostos nitrogenados para à síntese celular, ocorrendo à quebra e consumo de proteínas e aminoácidos pelos microrganismos durante a digestão anaeróbia.

Para o nitrogênio amoniacal, a média dos valores observados no afluente ao longo dos quatro períodos do dia monitorados foram iguais a 94,8, 110,1, 96,9 e 100,3 mg/L. Já o efluente do RAn 1 apresentou concentrações de 92,5, 108,7, 113,30 e 111,75 mg/L. Enquanto a média aritmética para o RAn 2 foi de 98,1, 110,1, 114,2 e 113,09 mg/L, respectivamente para os períodos de 09h00, 11h00, 13h00 e 15h00.

Conforme esperado, as concentrações de nitrogênio amoniacal no efluente dos reatores anaeróbios aumentaram, devido ao processo de amonificação, que ocorre a formação de amônia ( $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NH}_3$ ) a partir do nitrogênio orgânico pela ação de microorganismos.

O processo de amonificação depende da parcela de N-orgânico presente nas águas residuárias, que quando se trata de esgotos sanitários, a ureia é a principal fonte de N-orgânico, e sua transformação para N-amoniacal é facilmente efetuada pela presença da enzima uréase.

Com relação à concentração de fósforo solúvel no afluente, a média dos valores observados foi igual a 3,7 mg/L para as amostragens realizadas às 09h00, 11h00 e 15h00 h e 3,1 mg/L para às 13h00. A análise da Figura 23, indica que não há remoções significativas desse parâmetro, para ambos os reatores.

## 5.5 Monitoramento da segunda etapa – Amostragem composta

### 5.5.1 pH, alcalinidade e ácidos voláteis

O pH, alcalinidade e ácidos voláteis são três parâmetros ambientais intimamente relacionados entre si, e de extrema importância para o controle e operação adequada dos processos anaeróbios. A Tabela 12 mostra a estatística descritiva para esses parâmetros durante as 20 semanas de monitoramento.

Tabela 12 – Estatísticas descritivas referentes ao pH e às concentrações de alcalinidade e AVT do afluente e efluente do sistema de tratamento da ETE Villa

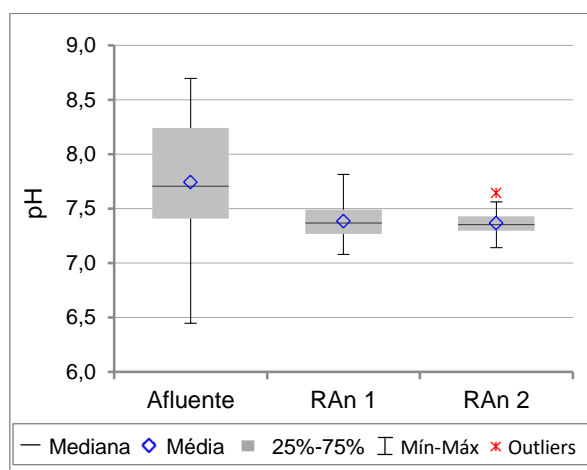
Estatística	pH			Alcalinidade (mg/L)			AVT (mg/L)		
	Afluente	RAn 1	RAn 2	Afluente	RAn 1	RAn 2	Afluente	RAn 1	RAn 2
Número de dados	20	20	20	20	20	20	11	11	11
Média	7,7	7,4	7,4	367,6	520,5	525,0	169,0	50,5	49,6
Mediana	7,7	7,3	7,4	381,8	513,2	514,6	176,6	50,4	48,6
Mínimo	6,5	7,1	7,1	220,2	440,0	450,6	107,5	22,0	35,7
Máximo	8,7	7,8	7,7	447,8	661,1	662,2	232,1	73,9	72,1
Desvio padrão	0,5	0,2	0,1	49,6	59,9	58,2	43,7	13,4	10,9
Coef. de variação	7,1	2,2	1,7	13,5	11,5	11,5	25,89	26,7	22,0

A análise dos resultados obtidos durante o monitoramento, permitiu verificar que o pH do esgoto afluente apresentou variação de 6,5 a 8,7 e média aritmética de 7,7. O pH

do efluente do RAn 1 esteve na faixa de 7,1 a 7,8 e o RAn 2 entre 7,1 a 7,7, sendo a média aritmética dos valores registrados igual a 7,4 em ambos os reatores.

A Figura 24 representa o comportamento do potencial hidrogeniônico do esgoto afluente e dos efluentes dos reatores anaeróbios durante todo o período de amostragem da segunda fase.

Figura 24 – Gráfico de boxplot para o comportamento do pH durante o período de monitoramento



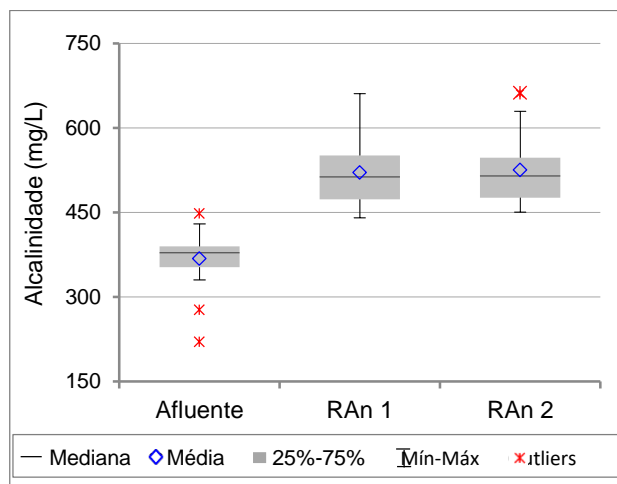
Pela Figura 24, observa-se que o pH medido no efluente dos reatores apresentou pouca variação, com valores praticamente estáveis e, com um pH favorável ao processo de digestão anaeróbia, uma vez que o pH ótimo para o desenvolvimento das arqueas metanogênicas situa entre 6,6 e 7,4, embora se possa conseguir estabilidade na formação de metano numa faixa mais ampla de pH, entre 6,0 e 8,0 (CHERNICARO, 2007).

A aplicação do teste estatístico t de *Student*, confirma que não há diferenças estatisticamente significativas quanto ao pH encontrado nos reatores, indicando que ambos apresentaram faixa de variação semelhante, sendo p-valor=0,704, ao nível de significância de 5%.

Na Figura 25 são mostradas as concentrações de alcalinidade total, expressas em mgCaCO<sub>3</sub>/L, do esgoto afluente e efluente dos reatores anaeróbios durante o monitoramento.



Figura 25 – Gráfico de boxplot da concentração de alcalinidade ao longo do sistema de tratamento da ETE Villa



A concentração da alcalinidade total do esgoto bruto apresentou média aritmética com valor de 367,6  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ , e os efluentes dos reatores anaeróbios 1 e 2 mantiveram-se com médias de 520,5 e 525,0  $\text{mgCaCO}_3/\text{L}$  respectivamente. Esses resultados indicam que houve produção de alcalinidade total no efluente dos sistemas anaeróbios.

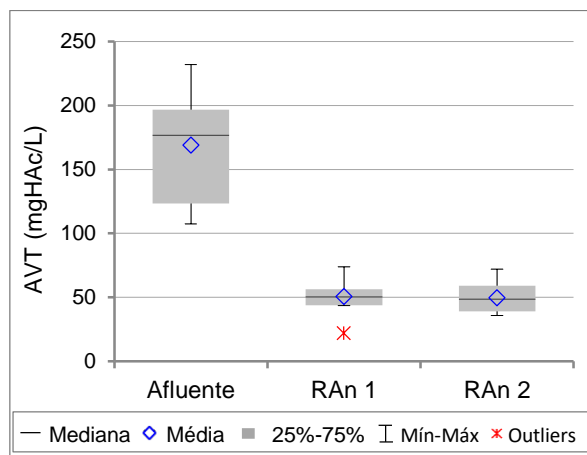
Essa produção de alcalinidade é importante para a estabilidade operacional dos sistemas, uma vez que é evitado variações bruscas no pH. Logo, a pequena variação de pH observada no efluente dos reatores anaeróbios, refletem a boa capacidade de tamponamento.

O teste estatístico t de *Student* indica que não houve diferenças significativas quanto à concentração de alcalinidade nos reatores anaeróbios, quando considerados como amostras independentes ( $p\text{-valor}=0,765$ ).

Na Figura 26 são mostradas as concentrações de ácidos voláteis totais (AVT), em termos de  $\text{mgHAc}/\text{L}$ , encontradas no afluente e efluente dos reatores anaeróbios durante o período de monitoramento da ETE Villa.

A concentração de AVT do esgoto bruto manteve-se com média aritmética de 169,0  $\text{mgHAc}/\text{L}$ , e os efluentes dos reatores anaeróbios 1 e 2 apresentaram médias aritméticas de 50,9 e 49,6  $\text{mgHAc}/\text{L}$ , respectivamente. Esses resultados indicam que houve reduções nas concentrações de AVT de 70,1% no RAn 1 e de 70,6% no RAn 2.

Figura 26 – Concentração dos ácidos voláteis totais no afluente e efluente dos reatores anaeróbios da ETE Villa



A redução das concentrações de AVT indicam que o sistema anaeróbio se encontra estável. De acordo com Chernicharo (2007), quando as populações de bactérias Acetogênicas e Arqueas metanogênicas se encontram em quantidades satisfatórias, e as condições ambientais no interior do sistema de tratamento são favoráveis, estas consomem os ácidos voláteis, na mesma taxa em que são produzidos pelas bactérias Acidogênicas. Como resultado, os ácidos não se acumulam além da capacidade neutralizadora da alcalinidade naturalmente presente no meio, o pH permanece na faixa favorável ao crescimento das metanogênicas.

A inibição do processo de digestão anaeróbia pelo acúmulo excessivo de AVT está associada ao pH, visto que as altas concentrações de ácidos voláteis, resultam na acidez do sistema, devido à queda no valor do pH, podendo levar ao colapso do processo, quando esse se encontra em faixa de valores inadequadas para o desenvolvimento das Arqueas metanogênicas.

Analisando os resultados encontrados para pH, alcalinidade e AVT durante o período monitorado, é possível inferir que o processo de digestão anaeróbia dos reatores da ETE Villa se encontra em equilíbrio, pois, a redução das concentrações de AVT resultou na produção de alcalinidade no efluente, evitando assim, variações bruscas no pH, que se mantiveram próximos à neutralidade, confirmando a estabilidade operacional dos reatores.

O teste estatístico t de *Student* indica que não houve diferenças significativas quanto à concentração de AVT nos reatores anaeróbios, quando considerados como amostras independentes (p-valor=0,858).

### 5.5.2 Demanda Bioquímica de Oxigênio

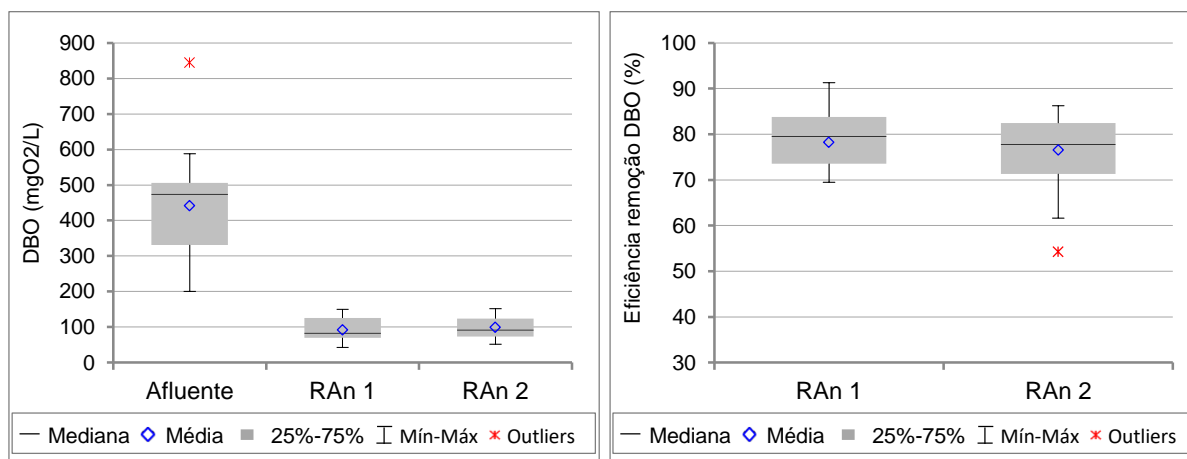
A Tabela 13 reporta os resultados da estatística descritiva da concentração de DBO do afluente e efluente dos reatores anaeróbios da ETE Villa, além da eficiência de remoção, durante o período de monitoramento.

Tabela 13 – Estatísticas descritivas referentes às concentrações de DBO ( $\text{mgO}_2/\text{L}$ ) do afluente, efluente e eficiências de remoção (%) dos RAn da ETE Villa

Estatística	Afluente ( $\text{mgO}_2/\text{L}$ )	Reator anaeróbio 1		Reator anaeróbio 2	
		Efl. ( $\text{mgO}_2/\text{L}$ )	Ef. (%)	Efl. ( $\text{mgO}_2/\text{L}$ )	Ef. (%)
Número de dados	18	18	18	18	18
Média	441,1	91,5	78,2	99,0	76,5
Mediana	473,5	82,0	79,5	91,5	77,7
Mínimo	200,0	42,7	54,3	52,0	61,7
Máximo	844,0	150,0	91,3	152,0	86,3
Desvio padrão	147,9	33,5	8,3	33,1	7,2
Coef. de variação (%)	33,5	36,0	10,1	33,2	9,3

A faixa de variação típica de concentração de DBO no esgoto bruto é de 100 a 400  $\text{mgO}_2/\text{L}$  (VON SPERLING, 2005; JORDÃO; PESSÔA, 2014; METCALF & EDDY INC., 2016). A DBO afluente dos reatores anaeróbios apresentou resultados bastante variáveis durante o período experimental, variando entre 200,0  $\text{mgO}_2/\text{L}$  e 844,0  $\text{mgO}_2/\text{L}$  e a média aritmética igual a 441,1  $\text{mgO}_2/\text{L}$ , indicando se tratar de um esgoto com concentração forte. Gráficos boxplot da concentração do afluente e efluente dos reatores anaeróbios e da eficiência de remoção de DBO são apresentados na Figura 27.

Figura 27 – Boxplot das concentrações de DBO ( $\text{mgO}_2/\text{L}$ ) afluente, efluente e da eficiência de remoção dos RAn da ETE Villa

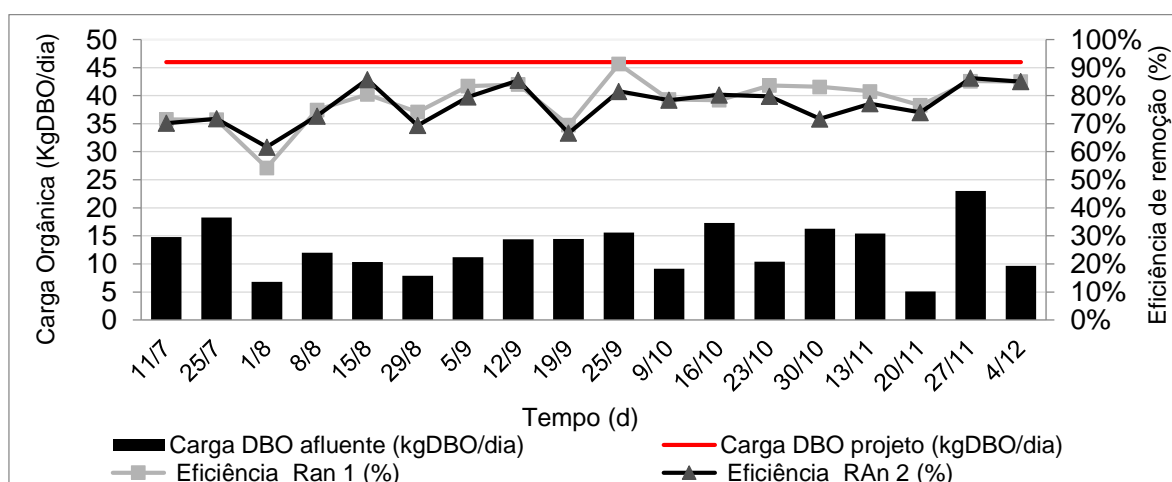


Com relação à concentração de DBO no efluente dos reatores anaeróbios 1 e 2, a média dos valores observados foi de 91,5 e 99,0 mgO<sub>2</sub>/L respectivamente. Para Khan *et al.* (2011), a DBO do efluente da maioria dos sistemas anaeróbios, tem sido relatada com uma variação de 60,0 a 150,0 mgO<sub>2</sub>/L. Já as eficiências médias de remoção, foram de 78,2 % para o RAn 1 e 76,5% para o RAn 2. A eficiência de ambos os reatores anaeróbios esteve acima do valor estipulado em projeto de 70%, sendo que as condições operacionais foram também diferentes do projetado.

As eficiências de remoção de DBO dos reatores anaeróbios da ETE Villa foram superiores ao encontrado em Tanques Imhoff, onde é esperada uma eficiência de remoção variando de 30% a 50% segundo Jordão & Pessoa (1995). Para os reatores UASB, de acordo com Von Sperling (2016), é esperado eficiência de remoção de DBO entre 60% a 75%. Portanto, os RAn da ETE Villa apresentaram remoções compatíveis com reator UASB convencional.

A Figura 28 ilustra as séries temporais da carga de DBO aplicada e as respectivas eficiências de remoção dos reatores anaeróbios. Também é indicado a carga orgânica prevista em projeto.

Figura 28 – Série temporal da carga de DBO (KgDBO/dia) aplicada à ETE Villa, e eficiências de remoção dos RAn



A faixa de variação da carga de DBO afluente à ETE, foi de 5,1 a 23,0 kgDBO/dia, e média aritmética de 12,9 kgDBO/dia. A análise da Figura 28, indica que a carga de DBO esteve abaixo do valor de projeto (46,64 kgDBO/dia) durante todo o período de estudo. Este comportamento já era esperado, visto que, apesar da ETE Villa receber

um esgoto com concentração média a forte, a vazão média diária durante o período monitorado esteve muito abaixo do valor de projeto.

Na digestão anaeróbia, existe um equilíbrio entre as etapas primárias (hidrólise e acidogênese) e a conversão dos produtos ácidos pelos microrganismos acetogênicos e metanogênicos em metano e dióxido de carbono. De acordo com Leitão *et al.*, (2006), fortes variações de carga hidráulica e orgânica podem afetar adversamente a eficiência do processo anaeróbio.

No entanto, apesar das variações de cargas orgânica aplicadas aos reatores anaeróbios, as eficiências de remoção não foram comprometidas, o que demonstra uma robustez dos reatores em amortizar tais variações. Esse comportamento, também pode ter sido favorecido em virtude de a carga orgânica aplicada estar muito abaixo do estipulado em projeto.

Pôde ser evidenciado, ao aplicar o teste t de *Student*, que as concentrações de DBO do efluente de ambos os reatores não apresentaram diferenças estatisticamente significativas, para p-valor igual a 0,50, ao nível de significância de 5%.

### 5.5.3 Demanda Química de Oxigênio

#### 5.5.3.1 DQO total

Os resultados da estatística descritiva da concentração de DQO total (DQOt) do afluente e efluente, além das eficiências de remoção dos reatores anaeróbios da ETE Villa são apresentados na Tabela 14.

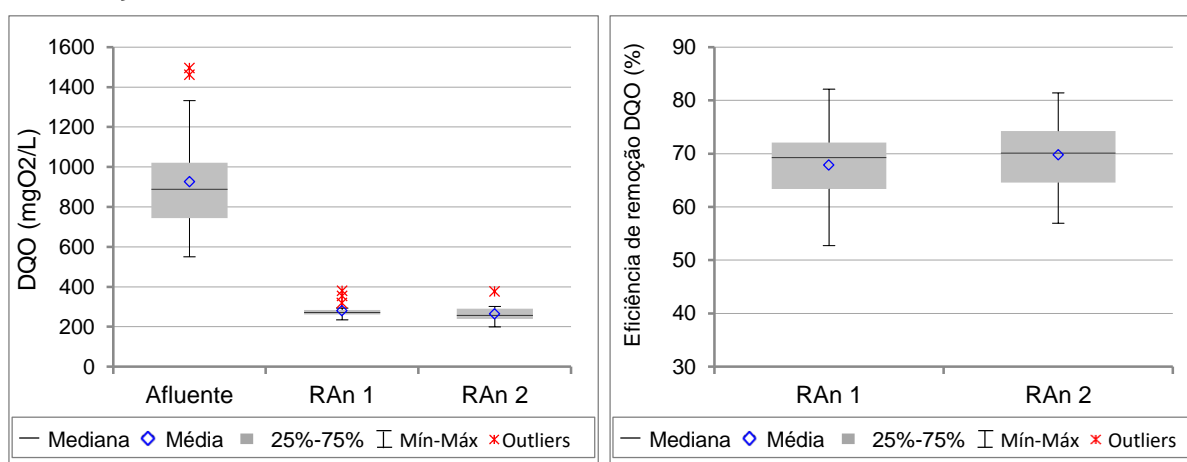
Tabela 14 – Estatísticas descritivas referentes às concentrações de DQO total ( $\text{mgO}_2/\text{L}$ ) do afluente, efluente e eficiências de remoção (%) dos RAn da ETE Villa

Estatística	Afluente ( $\text{mg/L}$ )	Reator anaeróbio 1		Reator anaeróbio 2	
		Efl. ( $\text{mgO}_2/\text{L}$ )	Ef. (%)	Efl. ( $\text{mgO}_2/\text{L}$ )	Ef. (%)
Número de dados	19	19	19	19	19
Média	925,6	280,4	67,8	263,9	68,5
Mediana	887,6	271,9	69,2	256,5	69,9
Mínimo	550,6	234,0	52,7	199,7	56,9
Máximo	1495,6	380,7	82,0	376,9	81,0
Desvio padrão	267,7	36,3	8,1	40,8	6,4
Coef. de variação (%)	28,9	12,9	11,9	15,5	9,2

Observa-se que a DQO total na ETE Villa apresentou grande variação durante o período monitorado. Essa variação ocorreu de um mínimo de 550,6 mgO<sub>2</sub>/L a um máximo de 1495,6 mgO<sub>2</sub>/L. A faixa de valores típicos de concentração de DQO no esgoto bruto tem sido reportada entre 339,0 a 1016,0 mgO<sub>2</sub>/L (METCALF & EDDY INC., 2016). Logo, é possível concluir que se trata de esgoto doméstico concentrado.

A Figura 29 contém os gráficos boxplot da concentração de DQO total e eficiência de remoção promovida nos reatores anaeróbios durante o período monitorado.

Figura 29 – Boxplot das concentrações de DQO total (mgO<sub>2</sub>/L) afluyente, efluente e da eficiência de remoção dos RAn da ETE Villa



Pode-se observar que a média aritmética da concentração de DQO total no efluente dos reatores anaeróbios 1 e 2, foi igual a 280,4 e 263,9 mgO<sub>2</sub>/L respectivamente. Segundo Khan *et al.* (2011), a concentração encontrada em efluentes doméstico da maioria dos sistemas anaeróbios, tem sido relatada com uma variação de 100 a 200 mgO<sub>2</sub>/L. Devido ao esgoto bruto da ETE Villa ser oriundo de uma unidade de ensino, com elevada concentração de matéria orgânica, já era esperado que o efluente tratado apresentasse valores superiores aos esgotos tipicamente domésticos.

A média aritmética das eficiências de remoção, foram de 67,8 % para o RAn 1 e 68,5% para o RAn 2. A remoção da matéria orgânica em ambos os reatores se encontram próximas ao valor estipulado em projeto de 67%, apesar da divergência entre as condições operacionais observadas e a projetada.

As eficiências de remoção de DQO total dos RAn da ETE Villa foram semelhantes ao esperado em reatores UASB. Segundo Von Sperling (2016), a remoção de DQO total neste tipo de reator é da ordem de 55 a 70%.

De acordo com o teste estatístico t de *Student*, aplicado às concentrações de DQOt, não há diferenças estatísticas significativas quanto à remoção da matéria orgânica ( $p=0,197$ ), ao nível de significância de 5%.

### 5.5.3.2 DQO Filtrada

A DQO filtrada (DQOf) é relacionada à presença de compostos orgânicos dissolvidos presentes nas amostras de esgoto, sendo obtida no laboratório por meio da filtração prévia das amostras em membrana com poro 1,2  $\mu\text{m}$ . A forma que é assimilada pelas bactérias, no sistema biológico de tratamento de esgoto, é a matéria orgânica solúvel. Os resultados da estatística descritiva da concentração de DQO filtrada afluente e efluente dos reatores anaeróbios da ETE Villa, além da eficiência de remoção são apresentados na Tabela 15.

Tabela 15 – Estatísticas descritivas referentes às concentrações de DQO filtrada ( $\text{mgO}_2/\text{L}$ ) do afluente, efluente e eficiências de remoção (%) dos RAn da ETE Villa

Estatística	Afluente ( $\text{mg/L}$ )	Reator anaeróbio 1		Reator anaeróbio 2	
		Efl. ( $\text{mgO}_2/\text{L}$ )	Ef. (%)	Efl. ( $\text{mgO}_2/\text{L}$ )	Ef. (%)
Número de dados	20	20	20	20	20
Média	478,9	198,1	57,5	182,0	61,1
Mediana	480,10	177,8	59,2	179,0	61,2
Mínimo	227,3	125,7	37,4	117,1	48,5
Máximo	850,3	334,3	70,0	345,4	72,9
Desvio padrão	131,1	52,8	9,0	49,6	7,0
Coef. de variação (%)	27,3	26,3	16,0	27,2	11,4

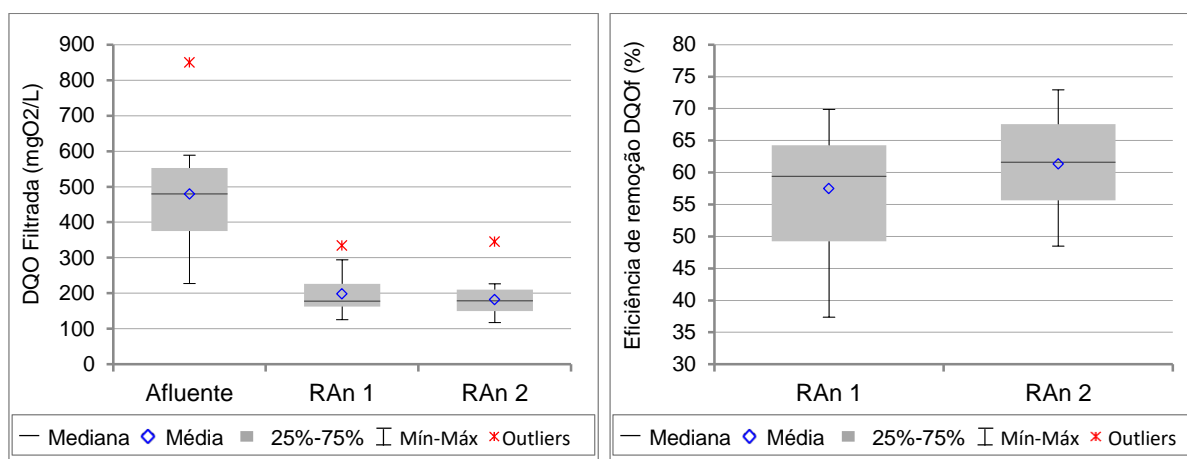
A concentração da DQOf do esgoto bruto, assim como ocorreu com o parâmetro DQOt, apresentou grande variabilidade durante o período monitorado. Essa variação ocorreu de um mínimo de 227,3  $\text{mgO}_2/\text{L}$  a um máximo de 850,3  $\text{mgO}_2/\text{L}$ .

A relação DQOf/DQOt igual a 0,53 encontrada em relação ao afluente, demonstra a presença de uma maior parcela de matéria orgânica na forma dissolvida, em decorrência de uma menor presença de sólidos suspensos no efluente.

Quanto ao efluente, a relação DQOf/DQOt igual a 0,7 indica que os reatores anaeróbios não promovem uma boa remoção da DQO solúvel o que facilitaria a aplicação de sistemas de pós tratamento com biomassa imobilizada, contribuindo para a capacidade do processo, pois não seria necessário a adoção de uma unidade retentora de sólidos após o tratamento complementar.

O efluente dos reatores anaeróbios apresentou menor variabilidade, conforme pode ser observado no gráfico boxplot da Figura 30. A concentração do efluente do RAn 1 apresentou faixa de variação de 125,7 a 334,3 mgO<sub>2</sub>/L e a média dos valores observados foi de 198,1 mgO<sub>2</sub>/L. Enquanto o RAn 2 apresentou faixa de variação de 117,1 a 345,2 mgO<sub>2</sub>/L e média aritmética de 182,0 mgO<sub>2</sub>/L.

Figura 30 – Boxplot das concentrações de DQO particulada (mgO<sub>2</sub>/L) afluyente, efluente e da eficiência de remoção dos RAn da ETE Villa



Também não houve diferenças significativas entre as eficiências médias de remoção para o parâmetro DQO filtrada entre os reatores anaeróbios, sendo a médias dos valores de remoção iguais a 57,4% e 61,2% para o RAn 1 e RAn 2, respectivamente.

Tal observação é confirmada por meio da aplicação do teste estatístico t de *Student* para a concentração da DQO filtrada do efluente dos reatores anaeróbios, com valor  $p=0,32$ , ao nível de significância de 5%.

Era esperado que a remoção da matéria orgânica nos RAn da ETE Villa fosse comprometida em virtude da altura útil dos reatores inferior a 4,0 m. Conforme descrito por Chernicharo (2007), o processo de digestão anaeróbia é influenciado pela razão área/profundidade do reator, onde uma altura reduzida do leito de lodo pode vir a restringir a intensidade de contato entre o substrato e biomassa.

No entanto, apesar da altura útil reduzida, as eficiências de remoção de matéria orgânica dos RAn da ETE Villa foram similares ao esperado para reatores UASB com profundidade útil mínima de 4,0 m. As boas eficiências podem ter sido favorecidas devido ao elevado TDH (16 horas) e a baixa carga orgânica aplicada.



#### 5.5.4 Carbono orgânico total

Os resultados da estatística descritiva da concentração de carbono orgânico total do afluente e efluente dos reatores anaeróbios, além da eficiência de remoção são apresentados na Tabela 16.

Tabela 16 – Estatísticas descritivas referentes às concentrações de COT (mg/L) do afluente, efluente e eficiências de remoção (%) dos RAn da ETE Villa

Estatística	Afluente (mg/L)	Reator anaeróbio 1		Reator anaeróbio 2	
		Efl. (mg/L)	Ef. (%)	Efl. (mg/L)	Ef. (%)
Número de dados	16	16	16	16	16
Média	255,3	71,4	71,1	68,2	72,7
Mediana	270,6	74,9	70,8	67,1	73,5
Mínimo	160,7	57,2	61,1	52,0	64,4
Máximo	325,1	84,3	80,1	97,9	80,5
Desvio padrão	46,7	7,6	5,8	11,0	5,1
Coef. de variação (%)	18,3	10,6	7,1	16,2	7,1

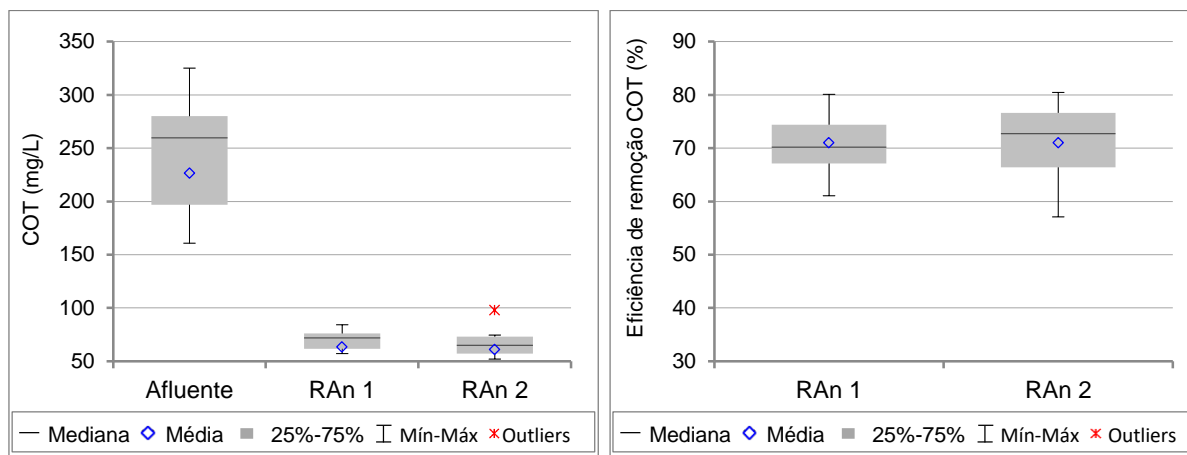
Durante o período de monitoramento o esgoto bruto apresentou concentrações de COT variando de 160,7 a 325,1 mg/L, com a média dos valores observados igual a 255,3 mg/L. De acordo com Metcalf & Eddy Inc. (2016), a concentração típica desse parâmetro no esgoto bruto é de 109,0 a 328,0 mg/L.

O efluente dos reatores anaeróbios apresentou reduções significativas quanto à concentração de COT. O RAn 1 apresentou faixa de variação de 57,2 a 84,3 mg/L, com concentração e eficiência de remoção média de 71,4 mg/L e 71,1 % respectivamente. Já o efluente do RAn 2 apresentou concentrações de COT variando de 52,0 a 97,2 mg/L, concentração e eficiência de remoção média de 68,2 mg/L e 72,7 % respectivamente.

A variação da concentração de COT ao longo do sistema de tratamento e as eficiências de remoção dos reatores anaeróbios podem ser vistas por meio dos gráficos de boxplot da Figura 31.

A relação DBO/COT indica a fração de carbono orgânico presente no esgoto que é biodegradável. De acordo com Metcalf & Eddy Inc. (2016), é esperado uma relação DBO/COT, para o esgoto bruto entre 1,2 a 2,0. A relação média encontrada para o esgoto da ETE Vila foi de 1,5, estando dentro da faixa reportada pela literatura.

Figura 31 – Boxplot das concentrações de COT (mg/L) afluente, efluente e da eficiência de remoção dos RAn da ETE Villa



### 5.5.5 Sólidos sedimentáveis

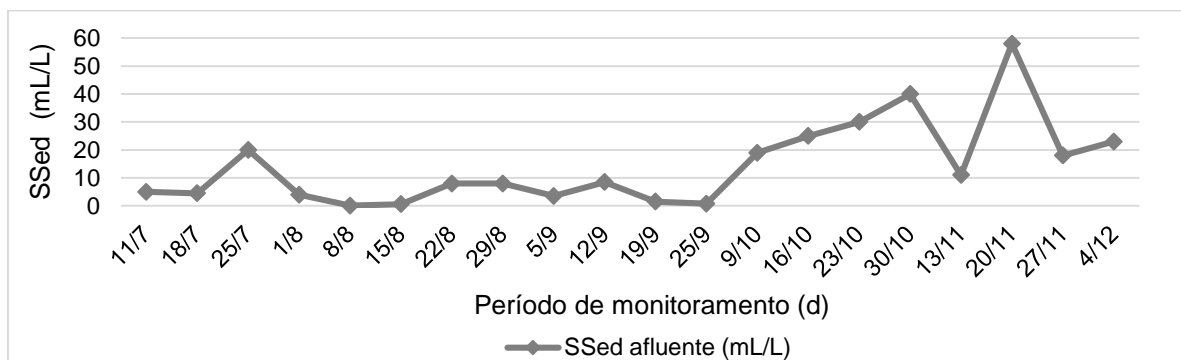
Os sólidos sedimentáveis indicam a capacidade de sedimentação da matéria sólida, são aqueles sólidos que irão sedimentar para o fundo de um cone Imhoff em um período de 1 hora. Os resultados da estatística descritiva da concentração do afluente e efluente dos reatores anaeróbios com suas respectivas eficiências de remoção são apresentados na Tabela 17.

Tabela 17 – Estatísticas descritivas referentes às concentrações de sólidos sedimentáveis (mL/L) ao longo do sistema e da eficiência de remoção dos reatores anaeróbios

Estatística	Afluente (mg/L)	Reator anaeróbio 1		Reator anaeróbio 2	
		Efl. (mg/L)	Ef. (%)	Efl. (mg/L)	Ef. (%)
Número de dados	20	20	20	20	20
Média	14,5	0,6	87,7	0,3	96,3
Mediana	8,3	0,5	95,5	0,1	98,0
Mínimo	0,1	0,1	37,5	0,0	82,0
Máximo	58,0	1,8	100,0	0,9	100,0
Desvio padrão	15,1	0,5	16,8	0,3	5,2
Coef. de variação (%)	104,7	85,3	283,5	114,7	19,9

Analisando os resultados de SSed obtidos durante as 20 semanas de monitoramento do sistema, observa-se que a concentração no afluente apresentou ampla faixa de variação de 0,1 a 58,0 mL/L, com média aritmética igual a 14,5 mL/L. A Figura 32 mostra o gráfico de série temporal da concentração de sólidos sedimentáveis encontrados no afluente dos reatores anaeróbios ao longo do período monitorado.

Figura 32 – Série temporal das concentrações de sólidos sedimentáveis (mL/L) do afluente da ETE Villa.



A análise da Figura 32, indica que o esgoto bruto apresentou grande variabilidade na concentração de sólidos sedimentáveis, principalmente a partir da 13ª semana de monitoramento (9/10), quando o afluente passou a apresentar elevadas concentrações.

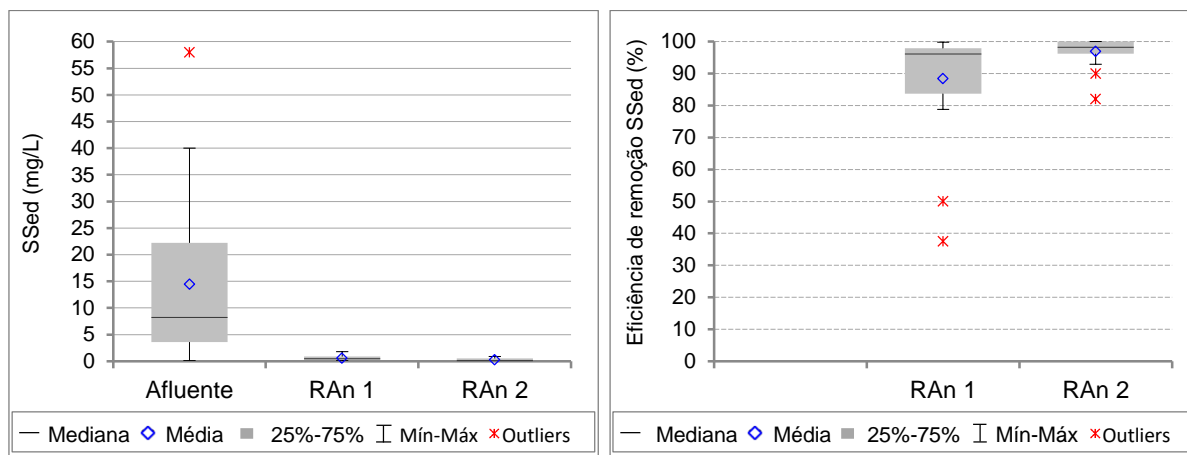
Este comportamento ocorreu provavelmente, devido à diminuição da frequência de limpeza do gradeamento da ETE pelo operador, que a partir da 13ª semana de monitoramento teve sua jornada de trabalho reduzida para 4 dias na semana. Sendo assim, foi observado nos dias de coleta que o gradeamento se encontrava parcialmente obstruído devido ao acúmulo excessivo de resíduos, dificultando a remoção dos sólidos grosseiros e inorgânicos sedimentáveis, conforme pode ser visto na Figura 33.

Figura 33 – Gradeamento da ETE, com acúmulo excessivo de resíduos.



A variação das concentrações de sólidos sedimentáveis ao longo do sistema de tratamento e as eficiências de remoção dos reatores anaeróbios podem ser vistas por meio dos gráficos de boxplot da Figura 34.

Figura 34 – Boxplot das concentrações de sólidos sedimentáveis (mL/L) do afluente, efluente e eficiências de remoção (%) dos RAn da ETE Villa



A concentração de sólidos sedimentáveis no efluente do RAn 1 esteve na faixa de 0,1 a 1,80 mL/L, onde a média dos valores observados para concentração e eficiência de remoção foram de 0,6 mL/L e 87,7%, respectivamente. Já para o RAn 2, a concentração apresentou faixa de variação de 0,1 a 0,9 mL/L, sendo a média aritmética igual a 0,3 mL/L e 96,3% de remoção.

As baixas concentrações de SSed no efluente de ambos os reatores, sugerem que não houve uma perda de sólidos no efluente significativa. Tais perdas, quando ocorrem são relacionadas ao carreamento de lodo, devido ao seu grande acúmulo no compartimento de digestão, baixa temperatura, velocidade de fluxo elevada e alta produção de gás.

A aplicação do teste estatístico t de *Student* às concentrações de sólidos sedimentáveis no efluente dos reatores anaeróbios da ETE Villa, demonstra que há diferenças estatisticamente significativas quanto à remoção deste parâmetro ( $p=0,023$ ).

### 5.5.6 Sólidos em suspensão

Os resultados da estatística descritiva da concentração de sólidos em suspensão totais (SST) e voláteis (SSV) do afluente e efluente dos reatores anaeróbios, além da eficiência de remoção são apresentados na Tabela 18.

Tabela 18 – Estatísticas descritivas referentes às concentrações de SST e SSV (mg/L) do afluente, efluente e eficiências de remoção (%) dos RAn da ETE Villa

Parâmetro	Estatística	Afluente	Reator anaeróbio 1		Reator anaeróbio 2	
		(mg/L)	Efl. (mg/L)	Ef. (%)	Efl. (mg/L)	Ef. (%)
SST	Número de dados	20	20	20	20	20
	Média	334,0	66,8	75,9	57,8	79,4
	Mediana	273,0	66,5	76,3	55,2	78,1
	Mínimo	180,0	50,5	61,1	46,0	67,6
	Máximo	883,0	80,3	92,0	77,0	93,0
	Desvio padrão	186,9	9,0	9,2	9,4	7,4
	Coef. de variação (%)	55,9	13,5	12,2	16,2	9,4
SSV	Número de dados	20	20	20	20	20
	Média	285,5	58,7	76,1	50,6	79,6
	Mediana	240,0	60,3	76,5	50,0	80,3
	Mínimo	157,0	41,3	61,6	39,1	67,2
	Máximo	690,0	68,5	90,9	68,5	91,8
	Desvio padrão	141,8	7,6	8,5	8,5	6,9
	Coef. de variação (%)	49,6	13,0	11,7	16,7	8,7

A faixa de valores típicos de concentração de sólidos em suspensão totais esperada para o esgoto bruto é 130,0 a 389,0 mg/L (METCALF & EDDY INC., 2016). O afluente da ETE Villa apresentou faixa de variação de concentração de SST entre 180,0 mg/L a 883,0 mg/L, a média dos valores observados foi de 334,0 mg/L, indicando se tratar de um esgoto de concentração média a forte.

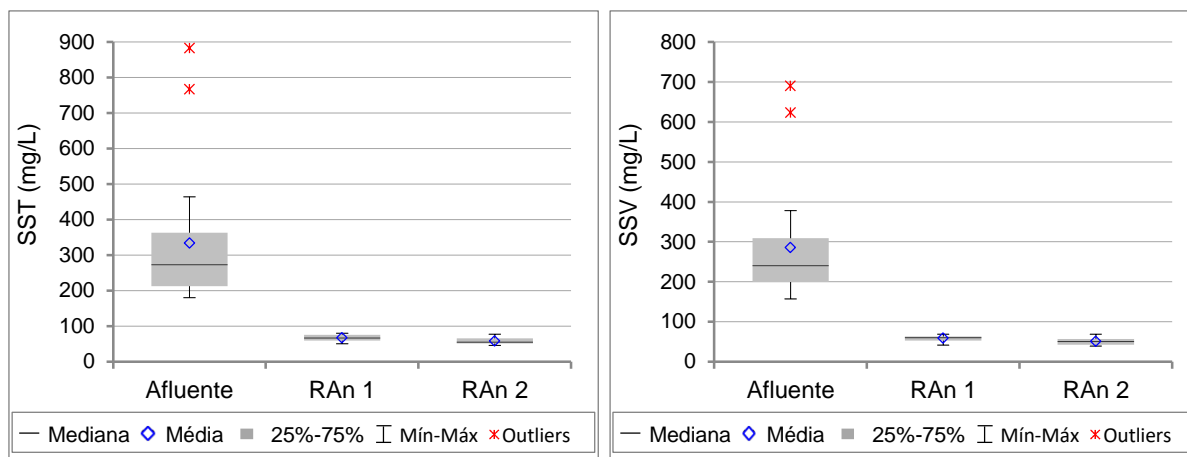
Embora tenha sido observada grande variação na concentração de SST no afluente, tal comportamento não foi observado para o efluente de ambos os reatores. A concentração de SST no efluente do RAn 1 variou de 50,5 a 80,3 mg/L, com média aritmética igual a 66,8 mg/L. O RAn 2 apresentou faixa de variação de SST da ordem de 46,0 a 77,0 mg/L e média dos valores observados igual a 57,8 mg/L.

Esse comportamento, reflete a robustez dos reatores em amortizar as variações na concentração de SST do afluente. Segundo Khan *et al.* (2011), os sólidos em suspensão do efluente da maioria dos sistemas anaeróbios, tem sido relatada com uma variação de 50,0 a 100,0 mg/L.

Apesar de ambos os reatores anaeróbios, terem apresentado um efluente com baixa variação na concentração de SST, a aplicação do teste estatístico de t *Student*, revelou que há diferenças estatisticamente significativas devido ao p-valor igual a 0,004.

A Figura 35 mostra os gráficos de boxplot para as concentrações de SST e SSV ao longo do sistema monitorado.

Figura 35 – Boxplot das concentrações de SST e SSV (mg/L) do afluente e efluente dos RAn da ETE Villa



As eficiências médias de remoção de sólidos totais em suspensão do RAn 1 e RAn 2, foram de 75,9% e 79,4% respectivamente. As eficiências de remoção dos reatores anaeróbios da ETE Villa são superiores do que os reportados por Jordão & Pessoa (1995), para Tanque Imhoff, onde são esperadas eficiências de remoção entre 50% e 70%.

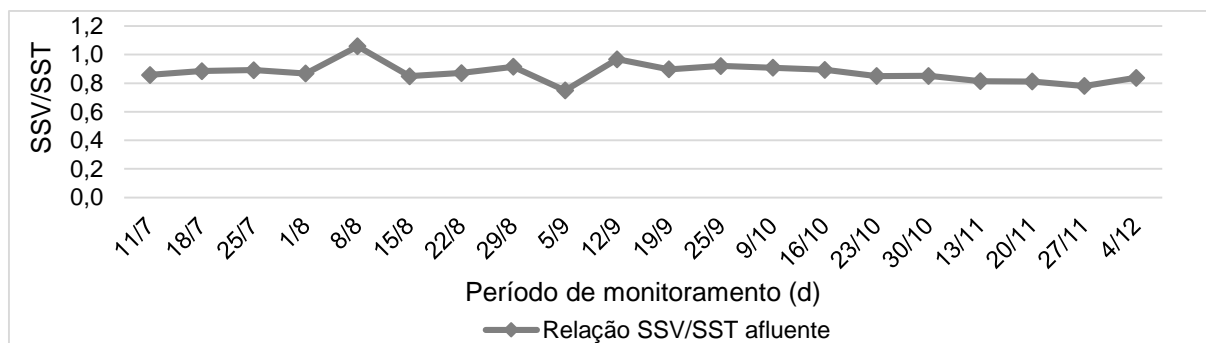
Von Sperling & Oliveira (2009) conduziram um estudo sobre a avaliação de desempenho comparativo de processos de grande escala anaeróbios e aeróbios de tratamento de esgoto no Brasil, segundo os autores, um sistema de tratamento descentralizado composto por reator UASB possui capacidade de remoção de 67% de SST. Portanto, o RAn da ETE Villa também apresentou remoção superior ao esperado para reatores UASB.

A faixa de valores típicos de concentração de sólidos em suspensão voláteis no esgoto bruto é 101,0 a 304,0 mg/L (Metcalf & Eddy Inc., 2016). Na ETE Villa a concentração de SSV no afluente variou de 157,0 mg/L a 690,0 mg/L, com a média dos valores observados igual a 232,0 mg/L, indicando se tratar de um esgoto de concentração média à forte.

A Figura 36 mostra a relação SSV/SST encontrada no afluente dos reatores anaeróbios, ao longo do período monitorado. Os valores das relações SSV/SST durante todo o período monitorado apontam o predomínio da entrada de matéria orgânica de fácil

biodegradação em detrimento a inorgânica (sólidos fixos), onde a relação apresentou valor médio de 0,87.

Figura 36 – Relação SSV/SST encontrada no afluente dos reatores anaeróbios.



A concentração de SSV no efluente do RAn 1 variou de 41,3 a 68,5 mg/L, com a média dos valores observados igual a 58,7 mg/L apresentando 73,4 % de eficiência média de remoção. Já o RAn 2 apresentou efluente final com concentrações variando na faixa de 40,7 a 68,5 mg/L, média aritmética de 50,6 mg/L e eficiência de remoção média igual a 77,3%.

A aplicação do teste estatístico t de *Student*, revela que assim como para a remoção de SST nos reatores anaeróbios, também há diferenças estatísticas significativas quanto às concentrações de SSV no efluente dos reatores, considerando-os como amostras independentes ( $p=0,003$ ).

### 5.5.7 Sólidos Totais

Os resultados da estatística descritiva da concentração de Sólidos Totais (ST) e voláteis (STV) do afluente e do efluente dos reatores anaeróbios, além da eficiência de remoção são apresentados na Tabela 19.

A faixa de valores típicos de concentração de sólidos totais em esgotos brutos é 537,0 a 1.612,0 mg/L (METCALF & EDDY INC., 2016). Na ETE Villa a concentração de ST no afluente variou de 788,0 mg/L a 1.529,0 mg/L, apresentando média aritmética de 1.041,9 mg/L, indicando se tratar de um esgoto de concentração média a forte.

Tabela 19 – Estatísticas descritivas referentes às concentrações de ST e STV (mg/L) do afluente, efluente e eficiências de remoção (%) dos RAn da ETE Villa

Parâmetro	Estatística	Afluente	Reator anaeróbio 1		Reator anaeróbio 2	
		(mg/L)	Efl. (mg/L)	Ef. (%)	Efl. (mg/L)	Ef. (%)
ST	Número de dados	20	20	20	20	20
	Média	1041,9	656,6	35,0	669,4	34,0
	Mediana	983,5	640,5	31,9	665,5	30,0
	Mínimo	788,0	568,0	16,0	583,0	16,6
	Máximo	1529,0	760,0	56,8	755,0	56,9
	Desvio padrão	197,8	59,2	12,0	49,1	11,0
	Coef. de variação (%)	19,0	9,0	34,1	7,3	32,5
STV	Número de dados	20	20	20	20	20
	Média	542,2	214,1	57,4	227,8	55,0
	Mediana	491,5	208,9	55,3	220,0	52,7
	Mínimo	311,0	107,0	27,0	184,0	27,6
	Máximo	890,0	338,0	82,5	354,0	78,2
	Desvio padrão	148,7	48,9	15,4	39,0	13,6
	Coef. de variação (%)	27,4	22,8	26,8	17,1	24,8

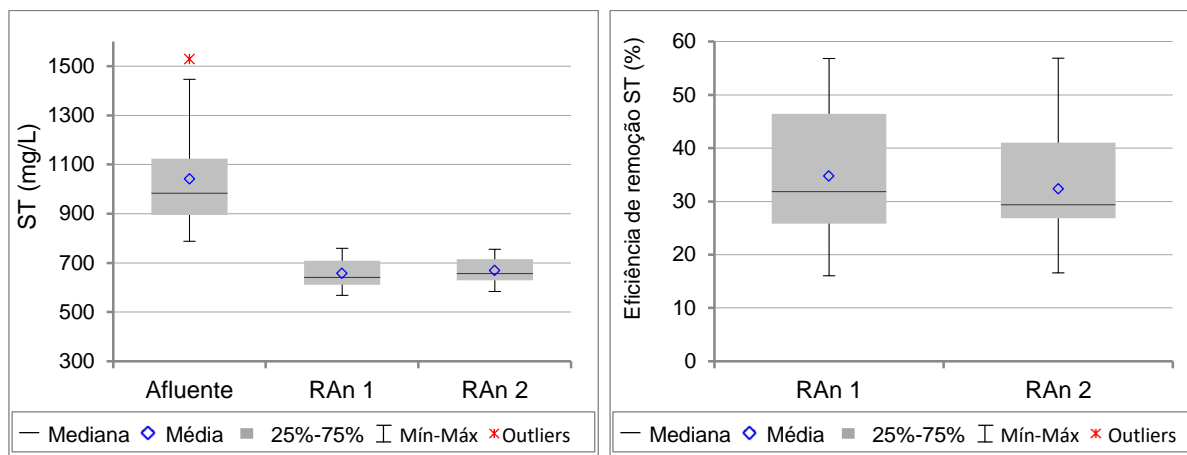
A concentração de ST no efluente do RAn 1 variou de 568,0 a 760,0 mg/L, com média dos valores observados igual a 656,6 mg/L e eficiência média de remoção de 35,0%. Com relação ao RAn 2 o efluente final apresentou concentrações variando na faixa de 583,0 a 755,0 mg/L, média aritmética de 669,4 mg/L e eficiência média de 34,0%. Não houve grandes variações de ST no efluente de ambos os reatores anaeróbios.

Os resultados de ST indicam a ação de interferentes nas análises. Segundo SABESP (1999), águas com concentrações significativas de cloreto e sulfatos, podem intervir nos resultados. Por serem higroscópicos requerem uma secagem mais longa, dessecação adequada e uma rápida pesagem a fim de eliminar interferências nas análises. Além disto, a presença de óleos e graxas e grandes partículas flotantes presentes na espuma formada na superfície do compartimento de decantação, favorecem um resultado errôneo na quantificação de sólidos totais na amostra.

A variação das concentrações de ST ao longo do sistema de tratamento e as eficiências de remoção dos reatores anaeróbios podem ser vistas por meio dos gráficos de boxplot da Figura 37.

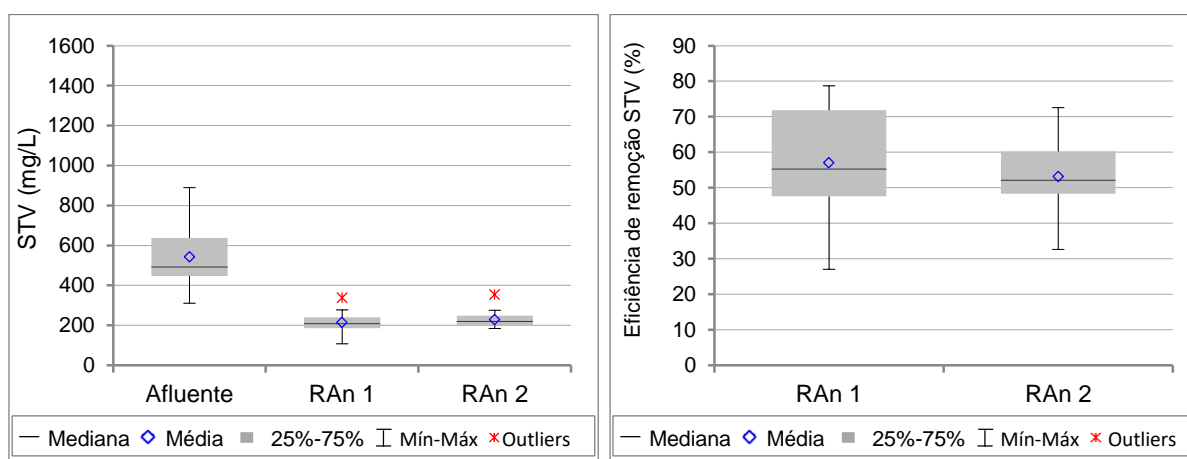


Figura 37 – Boxplot das concentrações de ST (mg/L) do afluente, efluente e eficiências de remoção (%) dos RAn da ETE Villa



Com relação à presença de sólidos voláteis totais, o esgoto bruto apresentou concentração variando entre 311,0 a 890,0 mg/L, já a média dos valores observados foi igual a 542,2 mg/L. A média aritmética para a concentração de STV no efluente dos reatores anaeróbios 1 e 2 foi igual a 214,0 e 227,8 mg/L respectivamente, sendo observado eficiências médias de remoção de 57,4 % para RAn 1 e 55,0% para o RAn 2. A Figura 38 apresenta a variação das concentrações de STV ao longo do sistema de tratamento e as eficiências de remoção dos reatores anaeróbios.

Figura 38 – Boxplot das concentrações de STV (mg/L) do afluente, efluente e eficiências de remoção (%) dos RAn da ETE Villa



### 5.5.8 Perfil de sólidos dos reatores anaeróbios

Geralmente nos sistemas que possuem lodo em suspensão, como é o caso dos reatores anaeróbios da ETE Villa, a concentração de sólidos não é uniforme, tornando necessária a amostragem em vários pontos ao longo da altura do reator. Desta forma,

foi realizada a coleta de lodo em três pontos de amostragem com alturas distintas: 0,43 m (P1), 0,87 m (P2) e 1,30 m (P3) a partir do fundo do reator.

Os valores obtidos para a concentração de sólidos totais, fixos e voláteis ao longo do compartimento de digestão do RAn 1 e 2, durante todo o período de monitoramento é apresentada na Tabela 20.

Tabela 20 – Concentração de sólidos totais ao longo da altura dos reatores anaeróbios da ETE Villa

Data	Ponto de Amostragem	RAn 1			RAn 2		
		ST (g/L)	STF (g/L)	STV (g/L)	ST (g/L)	STF (g/L)	STV (g/L)
23/05/2017	P1	1,63	0,46	1,17	46,53	11,91	34,62
	P2	7,85	1,76	6,09	24,47	6,45	18,02
	P3	1,30	0,46	0,83	3,43	0,99	2,44
06/06/2017	P1	5,20	1,33	3,87	51,13	12,43	38,70
	P2	14,96	3,55	11,41	45,49	11,58	33,91
	P3	8,27	1,81	6,46	6,25	1,85	4,40
20/06/2017	P1	1,55	0,55	1,00	43,54	10,21	33,33
	P2	9,33	1,97	7,36	9,18	2,16	7,02
	P3	0,92	2,44	0,50	8,72	4,31	4,41
11/07/2017	P1	1,45	0,59	0,87	57,52	13,81	43,71
	P2	9,16	2,09	7,07	21,17	4,96	16,21
	P3	0,63	0,42	0,22	4,20	1,24	2,96
25/07/2017	P1	7,43	1,90	5,53	59,31	14,52	44,79
	P2	2,57	0,76	1,81	48,91	12,15	36,76
	P3	4,92	1,28	3,64	5,56	1,38	4,19
08/08/2017	P1	14,10	3,32	10,78	48,07	12,31	35,76
	P2	17,17	4,36	12,81	43,78	10,57	33,21
	P3	0,86	0,44	0,42	8,92	2,15	6,77
22/08/2017	P1	14,60	3,87	10,73	80,02	21,28	58,74
	P2	14,71	3,91	10,80	41,98	10,18	31,80
	P3	10,47	2,55	7,93	5,65	1,42	4,23
05/09/2017	P1	7,24	2,02	5,22	66,65	16,28	50,37
	P2	8,60	2,18	6,41	53,83	13,17	40,65
	P3	3,96	1,19	2,78	7,44	1,95	5,49
19/09/2017	P1	9,16	2,19	6,97	67,20	18,00	49,21
	P2	6,87	1,73	5,14	36,27	8,52	27,75
	P3	13,35	2,97	10,38	8,00	1,94	6,06
09/10/2017	P1	36,13	9,17	26,97	68,53	21,62	46,90
	P2	21,66	5,20	16,47	48,10	10,69	37,41
	P3	0,75	0,44	0,31	56,43	38,48	19,95

(Continua)

Tabela 20 – Concentração de sólidos totais ao longo da altura dos reatores anaeróbios da ETE Villa (Conclusão).

Data	Ponto de Amostragem	RAn 1			RAn 2		
		ST (g/L)	STF (g/L)	STV (g/L)	ST (g/L)	STF (g/L)	STV (g/L)
23/10/2017	P1	43,07	11,53	31,54	63,43	18,60	44,83
	P2	29,72	6,90	22,82	44,63	9,69	34,94
	P3	0,84	0,45	0,39	2,67	0,79	1,87
13/11/2017	P1	18,57	4,29	14,28	64,59	19,96	44,63
	P2	39,49	9,54	29,95	36,68	9,21	27,47
	P3	0,76	0,47	0,30	8,32	1,79	6,53
27/11/2017	P1	6,41	1,66	4,75	49,35	17,02	32,33
	P2	6,72	1,68	5,03	27,94	5,58	22,35
	P3	9,53	2,24	7,29	0,46	0,12	0,34
11/12/2017	P1	33,91	7,00	26,91	43,11	9,55	33,57
	P2	15,77	3,49	12,28	33,16	7,24	25,91
	P3	6,01	1,53	4,49	8,10	1,77	6,33

Durante o período monitorado não foram realizados descartes de lodo. Segundo o operador da ETE Villa, o último descarte de lodo ocorreu em dezembro de 2016. As Figuras 39, 40 e 41 ilustram a evolução da concentração de ST, STV e STF respectivamente, para o RAn 2 durante o período de monitoramento, sendo que as amostragens ocorreram quinzenalmente.

O resultado da amostragem realizada em 9 de outubro de 2017 para o P3 não foi considerada para análise, pois representa um erro amostral.

Figura 39 – Concentração de ST no interior do RAn 2 da ETE Villa

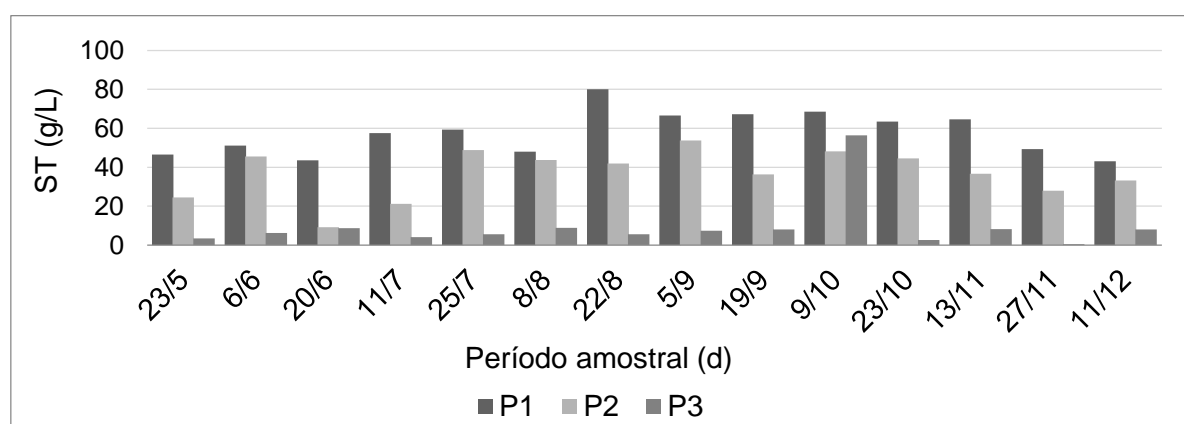


Figura 40 – Concentração de STF no interior do RAn 2 da ETE Villa

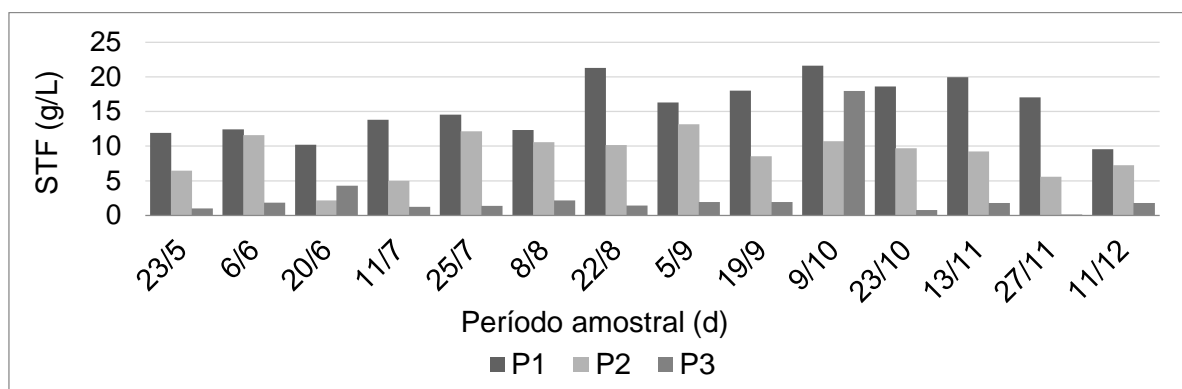
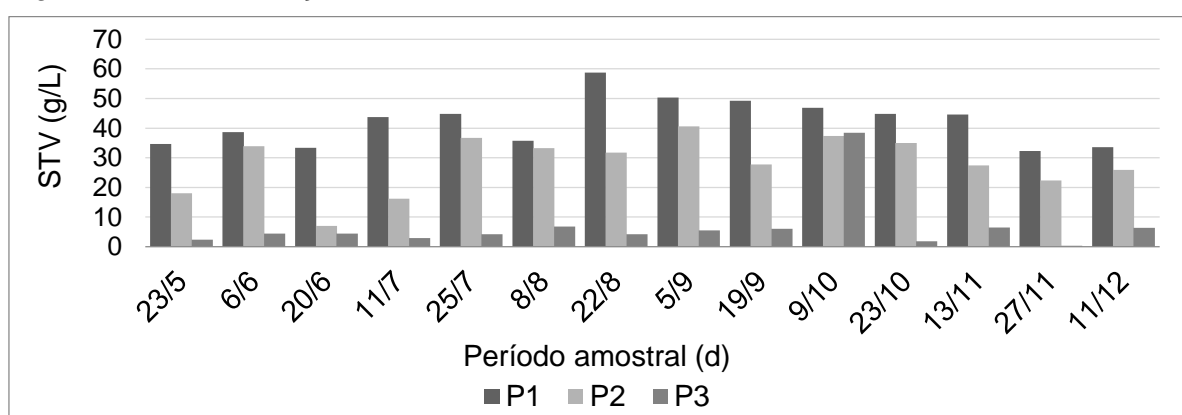


Figura 41 – Concentração de STV no interior do RAn 2 da ETE Villa



Ao analisar o perfil de sólidos do RAn 2, observa-se que o P1 apresentou concentração de ST variando de 4% a 8%, com um lodo mais denso, característico ao encontrado na zona do compartimento de digestão denominada leito de lodo. Segundo Chernicharo (2007), a faixa de variação da concentração de ST nesta região é da ordem de 40 a 100 gST/L ou seja 4% a 10%.

Os gráficos das concentrações de ST, STF e STV para o RAn 2, indicam que apesar do aumento da concentração de sólidos no leito de lodo ao longo do monitoramento, nem sempre foi presenciada uma evolução sempre crescente destes parâmetros. Tais oscilações podem estar relacionadas com o fato desta região estar sujeita as variações de vazão impostas ao reator, visto que, a tubulação de amostragem de lodo encontra-se próximo à tubulação de distribuição da vazão afluyente, onde o fluxo ainda não se homogeneizou ao longo das seções do reator.

Para a região da manta de lodo do RAn 2, representada pelos pontos de amostragem P2 e P3, foram observados o crescimento mais disperso e a formação de um lodo menos denso, sendo que, o P2 apresentou concentração ST variando de 1.5% a 3.5%.

Já para o P3 as concentrações de ST foram inferiores a 1.0% durante todo o período de monitoramento.

Aisse *et al.* (2000), Ramos (2008), Ribeiro (2016) e Camargo (2016) ao analisarem o perfil de sólidos de reatores anaeróbios de manta de lodo, também relataram a ocorrência de oscilações na concentração de sólidos ao longo do compartimento de digestão, associadas as variações da velocidade superficial de fluxo.

A análise do perfil de sólidos do RAn 2, indicou que ainda não havia necessidade de se promover o descarte de lodo. As Figuras 42, 43 e 44 mostram a evolução da concentração de ST, STF e STV respectivamente para o RAn 1 durante o todo o período de monitoramento.

Figura 42 – Concentração de ST no interior do RAn 1 da ETE Villa

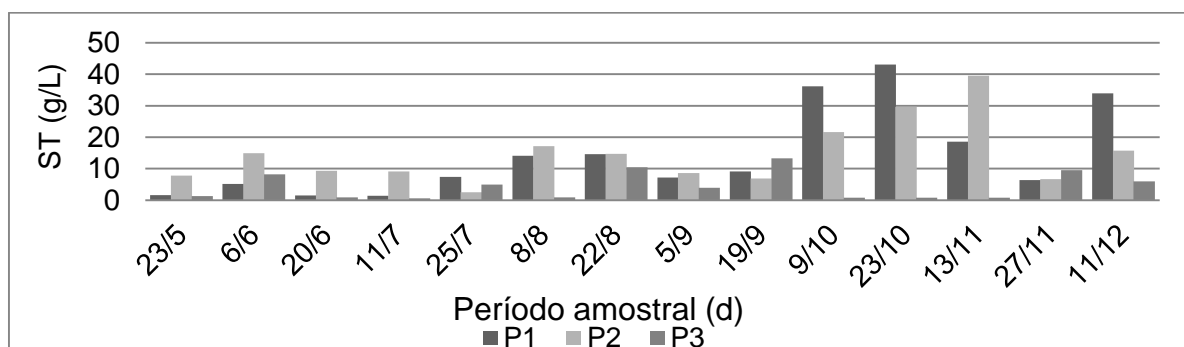


Figura 43 – Concentração de STF no interior do RAn 1 da ETE Villa

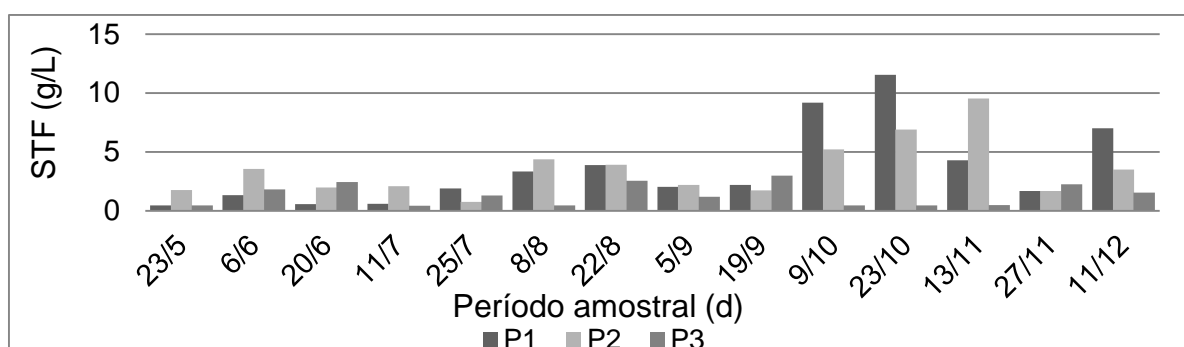
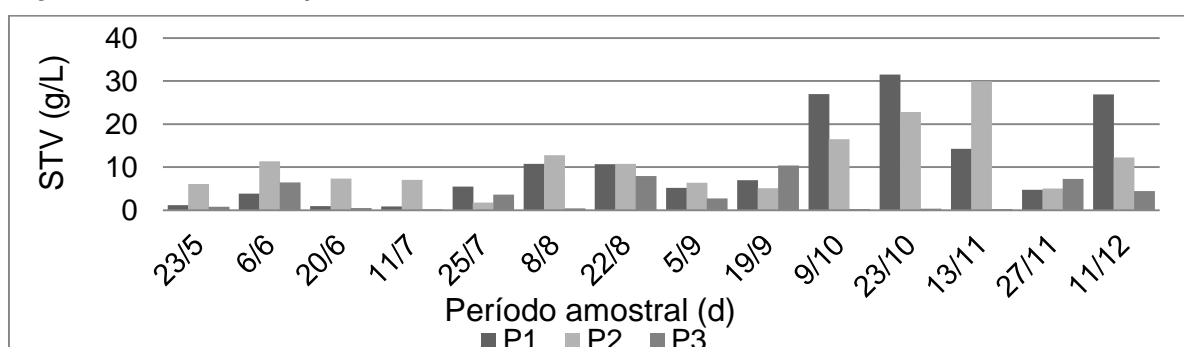


Figura 44 – Concentração de STV no interior do RAn 1 da ETE Villa



Como os RAn foram projetados com as mesmas características, recebendo supostamente a mesma vazão afluyente e apresentaram eficiências de remoção da matéria orgânica muito semelhante, conforme indicado pelos resultados da amostragem da fase líquida, eram esperados que ambos os reatores apresentassem perfil de sólidos semelhantes.

Além disso, as eficiências de remoção da matéria orgânica encontradas no RAn 1 não são condizentes com a baixa concentração da biomassa, pois a degradação da matéria orgânica é decorrente da presença da biomassa no interior do reator e sua atividade microbiana.

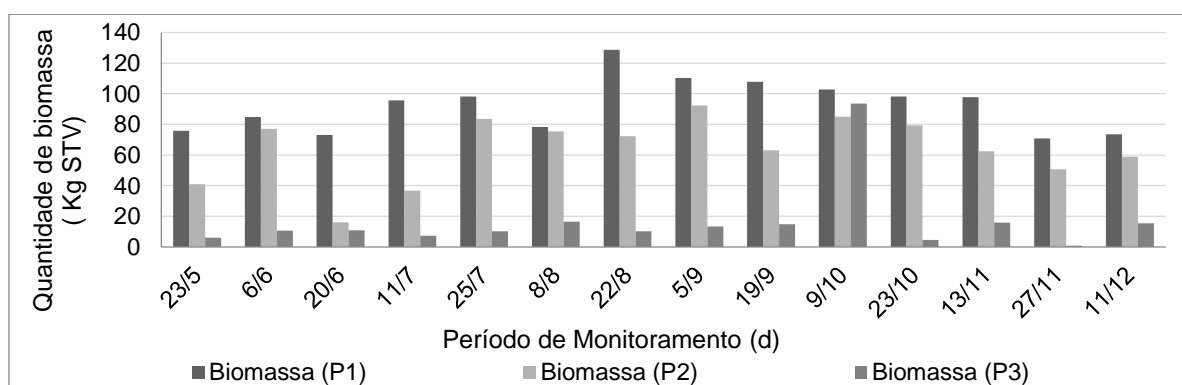
Desta forma, os resultados das amostragens de lodo para o RAn 1, sugerem a ocorrência de uma falha no sistema de coleta de lodo, causado possivelmente pela obstrução parcial das tubulações de amostragem por meio da incrustação de lodo seco e aderido à parede da tubulação, comprometendo a amostragem.

#### 5.5.8.1 Avaliação da massa microbiana e carga biológica aplicada

A determinação da biomassa microbiana foi realizada conforme a metodologia proposta por Chernicharo (2007), pela da determinação do perfil de sólidos, obtido por meio da coleta de amostras de lodo em três alturas do compartimento de digestão.

As medidas de concentração de sólidos voláteis foram multiplicadas pelos volumes correspondentes a cada zona amostrada, fornecendo as massas de microrganismos ao longo do perfil do reator. O somatório das quantidades de biomassa em cada zona corresponde à massa total de sólidos no reator. A Figura 45 ilustra a quantidade de biomassa no RAn 2 em três alturas do compartimento de digestão.

Figura 45 – Quantidade de biomassa em cada zona do compartimento de digestão do RAn



A quantidade média da biomassa no RAn 2 durante o período monitorado foi de 172 kgSTV o que equivale a uma concentração média de 2,0 % no compartimento de digestão, sendo que, o leito de lodo correspondeu a zona com maior quantidade de biomassa, sendo a média dos valores observados igual a 93 kgSTV, equivalente a uma concentração média de 4,2%.

A carga biológica refere à quantidade de matéria orgânica aplicada diariamente no reator anaeróbio, por unidade de biomassa presente no mesmo. Segundo Cherni-charo (2007) para esgotos domésticos a atividade metanogênica encontra-se normalmente na faixa de 0,1 a 0,4 KgDQO/KgSTV.d, sendo este o limite para a carga biológica. Com relação aos reatores anaeróbios da ETE Villa, foi aplicada carga biológica média de 0,1 kgDQO/KgSTV.d.

#### 5.5.8.2 Relação STV/ST para os reatores anaeróbios

Os valores obtidos ao longo do monitoramento para a relação STV/ST observada para os três pontos de amostragem de lodo dos reatores anaeróbios são mostrados na Tabela 21.

Tabela 21 – Resultados da relação STV/ST encontrados para os reatores anaeróbios da ETE Villa ao longo do período de monitoramento.

Data	RELAÇÃO STV/ST RAn 1			Relação STV/ST RAn 2		
	P1	P2	P3	P1	P2	P3
23/05/2017	0,72	0,78	0,64	0,74	0,74	0,71
06/06/2017	0,74	0,76	0,78	0,76	0,75	0,70
20/06/2017	0,64	0,79	0,54	0,77	0,76	0,51
11/07/2017	0,60	0,77	0,34	0,76	0,77	0,70
25/07/2017	0,74	0,70	0,74	0,76	0,75	0,75
08/08/2017	0,76	0,75	0,48	0,74	0,76	0,76
22/08/2017	0,74	0,73	0,76	0,73	0,76	0,75
05/09/2017	0,72	0,75	0,70	0,76	0,76	0,74
19/09/2017	0,76	0,75	0,78	0,73	0,77	0,76
09/10/2017	0,75	0,76	0,42	0,68	0,78	0,32
23/10/2017	0,73	0,77	0,47	0,70	0,78	0,70
13/11/2017	0,77	0,76	0,39	0,69	0,75	0,79
27/11/2017	0,74	0,75	0,76	0,66	0,80	0,73
11/12/2017	0,79	0,78	0,75	0,78	0,78	0,78

De acordo com Andreoli *et al.* (2001), a relação entre sólidos voláteis totais é um bom indicador da fração orgânica dos sólidos do lodo, assim como do nível de digestão do lodo. Em lodos não digeridos, a relação STV/ST varia de 0,75 a 0,80, enquanto em lodos digeridos estes valores estão na faixa entre 0,60 e 0,65.

No início do monitoramento, os valores da relação STV/ST encontrados no RAn 2 situavam-se em torno de 0,75. Entretanto com o decorrer do monitoramento, mais precisamente a partir de 09/10/2017, foi observado um decréscimo da relação, que passou a apresentar a valores próximos a 0,65, no leito de lodo (P1), corroborando a hipótese de que o lodo sofre um processo de estabilização dentro do reator ao longo do tempo. Já para a manta de lodo, a relação STV/ST indica a presença de um lodo não estabilizado, pois, durante todo o período de monitoramento foram encontrados valores próximos a 0,75.

Com relação ao RAn 1, a relação STV/ST apresentou valores próximos a 0,75 em quase todo o período de monitoramento, indicando a presença de um lodo ainda não estabilizado e de baixa densidade.

### 5.5.9 Óleos e graxas

Os esgotos geralmente contêm em sua composição grande quantidade de materiais de densidade inferior à da água, tais como, óleos, graxas, gorduras e ceras, presentes como restos de manteiga, margarina, gorduras e óleos vegetais. Também é comum existir uma parcela de matéria oleosa, devido à presença de lubrificantes. Os resultados da estatística descritiva da concentração de óleos e graxas do afluente e efluente dos reatores anaeróbios e da eficiência de remoção são apresentados na Tabela 22.

Tabela 22 – Estatísticas descritivas referentes às concentrações óleos e graxas (mg/L) presentes no afluente e efluente dos reatores anaeróbios e da eficiência de remoção (%) da ETE.

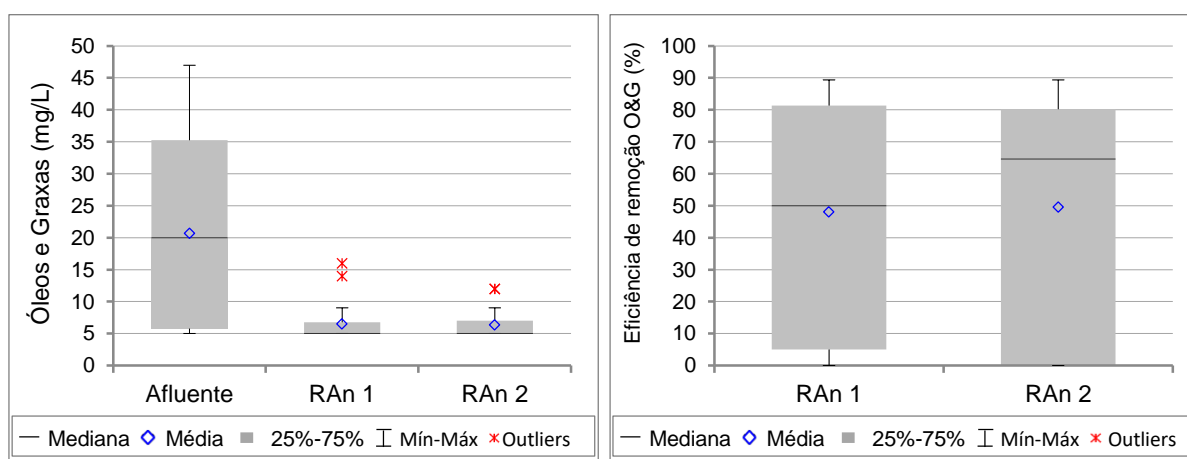
Estatística	Afluente (mg/L)	Reator anaeróbio 1		Reator anaeróbio 2	
		Efl. (mg/L)	Ef. (%)	Efl. (mg/L)	Ef. (%)
Número de dados	20	20	20	20	20
Média	20,4	6,5	48,1	6,2	47,9
Mediana	20,0	5,0	50,0	5,0	64,5
Mínimo	5,0	5,0	0,0	5,0	0,0
Máximo	47,0	16,0	89,0	12,0	89,0
Desvio padrão	15,0	3,2	33,7	2,3	38,0
Coef. de variação (%)	73,7	48,7	72,0	36,1	79,3



A faixa de valores típicos de concentração de óleos e graxas no esgoto bruto é 51,0 a 153,0 mg/L (METCALF & EDDY INC., 2016). Na ETE Villa, a faixa de variação desse parâmetro foi de 5,0 a 47,0 mg/L, estando a baixo dos limites da literatura. A baixa concentração de óleos e graxas no afluente dos reatores anaeróbios deve-se possivelmente ao fato do esgoto passar previamente por uma caixa de gordura, promovendo retenção de uma parcela desse parâmetro.

A presença de óleos e graxas no esgoto da ETE Villa, cuja média dos valores observados é de 20,4 mg/L provêm provavelmente do esgoto gerado na cozinha da unidade de ensino, devido ao preparo e manipulação de alimentos para os alunos e funcionários. Os gráficos com a concentração de óleos e graxas, e eficiência de remoção nos reatores anaeróbios são apresentados na Figura 46.

Figura 46 – Boxplot das concentrações de óleos e graxas (mg/L) do afluente, efluente e eficiências de remoção (%) dos RAn da ETE Villa



A média dos valores observados da concentração de O&G e eficiências de remoção foram de 6,5 mg/L e 48,1% no RAn 1 e 6,2 mg/L e 47,9 % para o RAn 2, não sendo observadas grandes variações na concentração durante o período monitorado.

Pôde ser evidenciado ao aplicar o teste t de *Student*, que as concentrações de óleos e graxas dos efluentes do RAn 1 e RAn 2 não apresentaram diferenças estatisticamente significativas ( $p=0,691$ ), ao nível de significância de 5%.

A presença de óleos e graxas é indesejável em um sistema de tratamento de esgotos, pois estão entre os mais estáveis compostos orgânicos e não são facilmente decompostos por bactérias, podendo interferir no tratamento biológico. Esses problemas ocorrem devido ao fato de óleos e graxas interferirem na deposição e no carreamento

de lodo do reator, além de promoverem uma resistência à digestão anaeróbia, contribuindo para acúmulos de escumas nos digestores, perturbações dos dispositivos de tratamento e formação de odores desagradáveis (GUIMARÃES *et al.*, 2002; JORDÃO & PESSOA, 2011).

A redução observada da concentração de óleos e graxas contidos no afluente aos reatores anaeróbios ocorreu possivelmente devido ao fato destes serem insolúveis e menos densos que a matriz sólido/água, ocasionando a flotação e acúmulo na camada superficial do reator, contribuindo para a formação de espuma na superfície do compartimento de decantação, conforme pode ser visto na Figura 47.

Figura 47 – Camada de espuma observada na superfície do compartimento de decantação do RAn 1



Fonte: A autora.

#### **5.5.10 Nitrogênio**

Foi analisado, no presente trabalho, o nitrogênio nas seguintes formas: nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato. A Tabela 23 apresenta os resultados da estatística descritiva da concentração de nitrogênio do afluente e do efluente dos reatores anaeróbios, além da eficiência de remoção.

São valores típicos da concentração de nitrogênio amoniacal, nitrogênio total, nitrito e nitrato no esgoto bruto, respectivamente, 10 a 50 mg/L, 23 a 69 mg/L, 0 a 0,1 mg/L e 0 a 2 mg/L (VON SPERLING, 2005; METCALF & EDDY INC., 2016). As concentrações de nitrogênio amoniacal e N-NTK encontradas na ETE, estão muito acima das faixas apontadas na literatura, sendo encontradas concentrações médias de 108,7 mg/L e 145,8 mg/L respectivamente.

Tabela 23 – Estatísticas descritivas referentes às concentrações de nitrogênio amoniacal, total, nitrito e nitrato (mg/L) do afluente e do efluente dos reatores anaeróbios da eficiência de remoção (%) da ETE Villa

Parâmetro	Estatística	Afluente (mg/L)	Reator anaeróbio 1		Reator anaeróbio 2	
			Efl. (mg/L)	Ef. (%)	Efl. (mg/L)	Ef. (%)
Nitrogênio Amoniacal	Número de dados	16,0	16,0	-	16,0	-
	Média	108,7	125,3	-	126,8	-
	Mediana	107,8	124,7	-	123,4	-
	Mínimo	86,6	109,4	-	108,5	-
	Máximo	131,6	142,7	-	154,1	-
	Desvio padrão	11,0	10,5	-	10,1	-
	Coef. de variação (%)	10,1	8,4	-	10,0	-
Nitrogênio Total	Número de dados	16	16	16	16	16,0
	Média	145,8	141,0	2,9	138,6	4,5
	Mediana	141,5	138,0	3,3	133,2	6,8
	Mínimo	128,3	116,7	0,0	117,3	0,0
	Máximo	184,8	173,4	17,5	172,7	22,1
	Desvio padrão	17,1	16,6	8,9	14,9	8,7
	Coef. de variação (%)	11,7	11,8	305,3	10,7	194,3
Nitrito	Número de dados	20	20	-	20	-
	Média	0,0	0,0	-	0,0	-
	Mediana	0,0	0,0	-	0,0	-
	Mínimo	0,0	0,0	-	0,0	-
	Máximo	0,0	0,1	-	0,0	-
	Desvio padrão	0,0	0,0	-	0,0	-
	Coef. de variação (%)	20,34	49,9	-	40,8	-
Nitrato	Número de dados	20	20	-	20	-
	Média	0,8	0,8	-	1,0	-
	Mediana	0,6	0,6	-	0,5	-
	Mínimo	0,0	0,3	-	0,3	-
	Máximo	1,5	2,2	-	5,6	-
	Desvio padrão	0,5	0,5	-	1,2	-
	Coef. de variação (%)	66,5	69,8	-	123,3	-

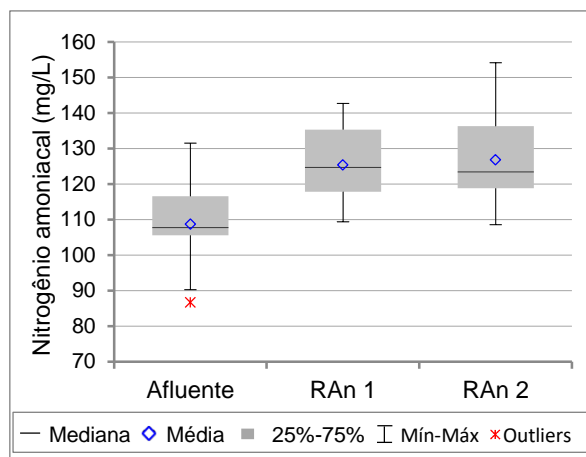
Legenda: (-) não há eficiência de remoção.

As elevadas concentrações de nitrogênio estão relacionadas ao tipo de estabelecimento que o sistema está instalado, onde pressupõe-se que em instituições de ensino, são eliminados em sua maioria, dejetos contendo ureia.

As concentrações de nitrogênio amoniacal e as eficiências de remoção de amônia, encontradas no afluente e efluente dos reatores anaeróbios da ETE Villa, são apresentadas em gráficos de boxplot na Figura 48. Observa-se que a concentração de

amônia aumentou nos reatores anaeróbios 1 e 2, sendo a média dos valores observados iguais a 125,3 mg/L e 126,8 mg/L respectivamente.

Figura 48 – Boxplot das concentrações de nitrogênio amoniacal afluyente e efluente dos reatores anaeróbio da ETE Villa



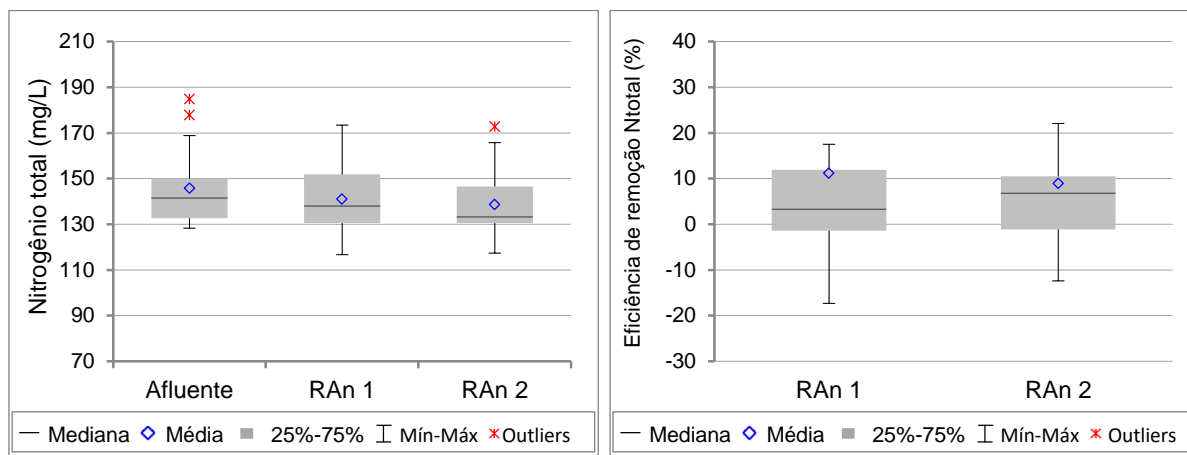
Esse aumento da concentração de nitrogênio amoniacal já era esperado, em virtude de os sistemas anaeróbios realizarem o processo de amonificação, pois, durante a digestão anaeróbia ocorre a conversão de proteínas e aminoácidos, com formação de amônia ( $\text{NH}_4^+$ ). A amônia liberada reage com o ácido carbônico, em solução, levando a formação do bicarbonato de amônia que fornece alcalinidade ao sistema.

A aplicação do teste estatístico t de *Student*, revela que não há diferenças estatísticas significativas quanto às concentrações de nitrogênio amoniacal presentes no efluente dos reatores ( $p\text{-valor}=0,727$ ).

A Figura 49 mostra os gráficos de boxplot para concentração de nitrogênio total e eficiência de remoção, ao longo do sistema de tratamento. É possível observar que, tanto a concentração como a eficiência de remoção, foram muito variáveis nos reatores anaeróbios, sendo a média dos valores observados igual a 141,0 mg/L e 2,9% para o RAn 1 e 138,6 mg/L 4,5% para o RAn 2.

A aplicação do teste estatístico t de *Student*, comprova que não há diferenças estatísticas significativas quanto às concentrações de nitrogênio total presentes no efluente dos reatores ( $p\text{-valor}=0,059$ ) ao nível de significância de 5%.

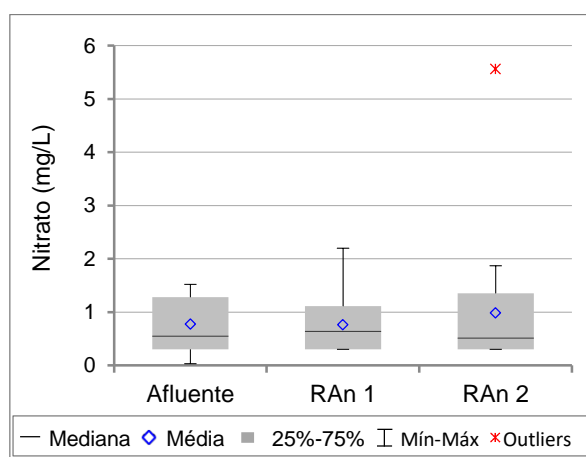
Figura 49 – Boxplot das concentrações de NTK do afluente e efluente dos reatores anaeróbios e da eficiência de remoção



O boxplot da concentração de nitrato presente no afluente e efluente dos reatores anaeróbios é apresentado na Figura 50. As concentrações de nitrato e nitrito foram semelhantes no afluente e efluente dos reatores anaeróbios, apresentando baixos valores, onde a concentração média de nitrito foi 0,0 mg/L tanto para o afluente quanto nos reatores anaeróbios. Já a concentração de nitrato apresentou média aritmética igual a 0,8 mg/L no afluente, 0,8 mg/L e 1,0 mg/L no efluente do RAn 1 e 2 respectivamente.

Esse comportamento observado era esperado, visto que, durante a digestão anaeróbia não ocorre o processo de nitrificação, onde o nitrogênio amoniacal é oxidado em nitrito (produto intermediário) e esse a nitrato.

Figura 50 – Boxplot das concentrações de nitrato (mg/L) do afluente efluente dos reatores anaeróbios da ETE Villa



### 5.5.11 Fósforo

De uma maneira geral, o fósforo do esgoto pode ser classificado em duas frações: particulada e dissolvido. As formas solúveis de fósforo incluem os ortofosfatos, polifosfato e fosfato orgânico. Os resultados da estatística descritiva da concentração e eficiência de remoção de fósforo total e solúvel encontrados no afluente e efluente dos reatores anaeróbios da ETE Villa são apresentados na Tabela 24.

Tabela 24 – Estatísticas descritivas referentes às concentrações de fósforo total e solúvel (mg/L) encontradas no afluente e efluente dos reatores anaeróbios e da eficiência de remoção (%)

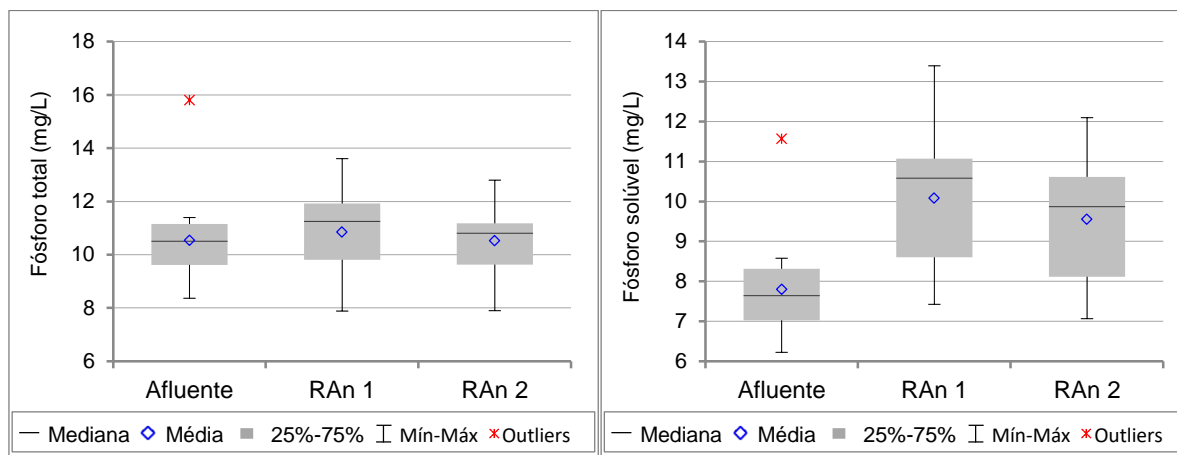
Parâmetro	Estatística	Afluente (mg/L)	Reator anaeróbio 1		Reator anaeróbio 2	
			Efl. (mg/L)	Ef. (%)	Efl. (mg/L)	Ef. (%)
Fósforo Total	Número de dados	20	20	-	20	-
	Média	10,5	10,8	-	10,5	-
	Mediana	10,5	11,2	-	10,8	-
	Mínimo	8,4	7,9	-	7,9	-
	Máximo	15,8	13,6	-	12,8	-
	Desvio padrão	1,5	1,6	-	1,4	-
	Coef. de variação (%)	14,5	14,4	-	13,3	-
Fósforo Solúvel	Número de dados	16	16	-	16	-
	Média	8,0	10,1	-	5,5	-
	Mediana	7,6	7,6	-	9,9	-
	Mínimo	6,2	7,4	-	7,1	-
	Máximo	11,6	13,4	-	12,1	-

Legenda: (-) não houve eficiência de remoção

A faixa de valores típicos da concentração de fósforo total no esgoto bruto é de 3,7 a 11,0 mg/L (METCALF & EDDY INC., 2016). A faixa de variação desse parâmetro, no afluente dos reatores anaeróbios da ETE Villa foi de 8,4 a 15,8 mg/L, indicando se tratar de esgoto mais forte quanto à concentração de fósforo.

A Figura 51 representa a concentração de fósforo total e solúvel, respectivamente, ao longo do sistema de tratamento. A média dos valores observados para a concentração de fósforo total e solúvel, respectivamente foram de 10,8 e 10,1 para o efluente do RAn 1, 10,5 e 5,5 mg/L no RAn 2. Portanto, não houve remoções significativas destes parâmetros nos reatores.

Figura 51 – Gráficos de boxplot das concentrações de fósforo total e solúvel no esgoto bruto e efluente dos reatores anaeróbios da ETE Villa.



A aplicação do teste estatístico t de *Student*, comprova que não há diferenças estatísticas significativas quanto às concentrações de fósforo total e solúvel presentes no efluente dos reatores. Foram obtidos para as concentrações de fósforo total e solúvel p-valor igual a 0,07 e 0,341 respectivamente, ao nível de significância de 5%.

De acordo com Chernicharo (2007) e Khan *et al.* (2011) é esperada capacidade reduzida de remoção dos principais nutrientes presentes no esgoto como fósforo e nitrogênio em sistemas compostos por reatores totalmente anaeróbios. A razão da baixa remoção de nutrientes é que durante o processo anaeróbio, nitrogênio orgânico e fósforo são hidrolisados a amônia e fosfato, que não são removidos a partir do sistema e, em consequência, a sua concentração na fase líquida aumenta o que explica os resultados obtidos no presente estudo.

Para que ocorra a remoção biológica de fósforo no sistema, seria necessário alternar as condições anaeróbias/anóxicas e aeróbias na presença de fonte de carbono biodegradável.

### 5.5.12 Cloreto

A Tabela 25 apresenta os resultados da estatística descritiva para a concentração de cloreto no afluente e efluente dos reatores anaeróbios, além da eficiência de remoção. Os cloretos estão sempre presentes nos esgotos e são eliminados nas descargas de sanitários, visto que cada pessoa expele por meio da urina cerca de 6 g de cloreto por dia, o que faz com que os esgotos apresentem concentrações de cloreto superiores a

15 mg/L. (VON SPERLING, 2005; JORDÃO & PESSOA, 2011; METCALF & EDDY INC., 2016).

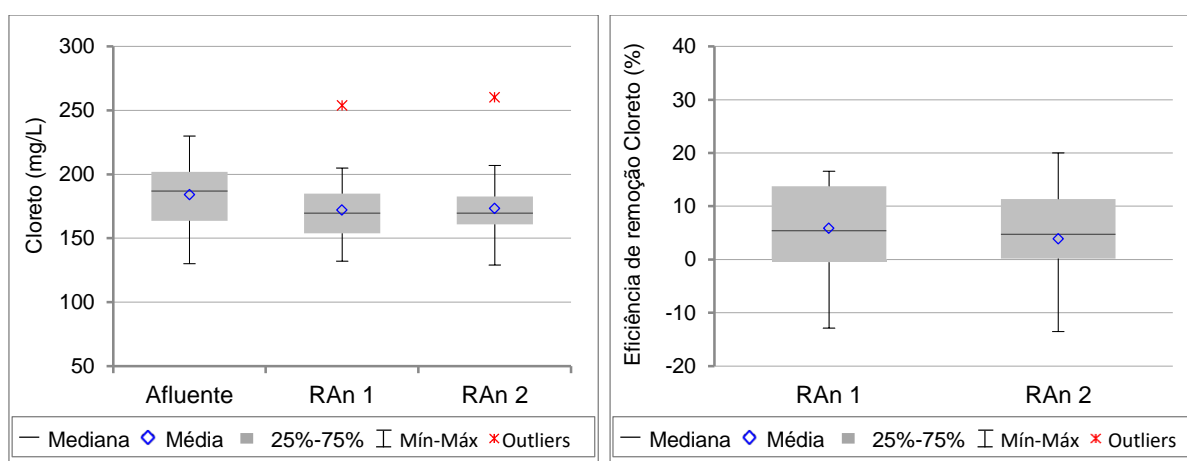
Tabela 25 – Estatística descritiva da concentração de cloreto presente no afluente e efluente dos reatores anaeróbios da ETE Villa

Estatística	Afluente (mg/L)	Reator anaeróbio 1		Reator anaeróbio 2	
		Efl. (mg/L)	Ef. (%)	Efl. (mg/L)	Ef. (%)
Número de dados	20	20	20	20	20
Média	183,9	172,0	5,9	173,3	5,2
Mediana	187,0	169,5	5,5	169,5	6,0
Mínimo	130,0	132,0	0,0	128,0	0,0
Máximo	230,0	254,0	18,0	260,0	20,0
Desvio padrão	30,0	27,9	8,9	27,7	10,7
Coef. de variação (%)	16,3	16,2	164,4	16,0	205,4

De acordo com Metcalf & Eddy Inc. (2016), a variação da concentração de cloreto no esgoto bruto tipicamente doméstico é de 39 a 118 mg/L. O afluente da ETE Villa apresentou concentração de cloreto variando de 130,0 a 230,0 mg/L. Esses valores encontrados estão muito acima do reportado pela literatura, indicando um esgoto com grande salinidade.

A Figura 52 apresenta os gráficos de boxplot com a variação da concentração de cloreto no afluente e efluente dos reatores anaeróbios e a eficiência de remoção.

Figura 52 – Gráficos de boxplot para a concentração de cloreto e eficiência de remoção nos reatores anaeróbios da ETE Villa



Conforme pode ser visto nos gráficos de boxplot, a remoção de cloreto nos reatores anaeróbios foi mínima. A média aritmética dos valores das eficiências de remoção foram iguais a 5,9% e 5,2%, respectivamente para o RAn 1 e 2. Esse comportamento



já era esperado, pois, por se tratarem de íons em solução, os cloretos são muito estáveis, logo, a sua remoção é quase que insignificante nos tratamentos convencionais de águas residuárias (JORDÃO & PESSOA, 2011; METCALF & EDDY INC., 2016). É necessários processos especiais como os de membrana (osmose reversa), destilação e processos à base de troca-iônica para a remoção.

O teste estatístico t de *Student* foi utilizado para comparar as concentrações de cloreto presente no efluente dos reatores anaeróbios, indicando não haver diferenças significativas entre os reatores, por resultar em p-valor igual 0,892, ao nível de significância de 5%.

A presença de cloretos pode afetar as aplicações para reuso final do esgoto tratado, principalmente para irrigação do solo, devido a sua salinização, pois, os íons cloreto são absorvidos pelas plantas e acumulados em seus tecidos.

De acordo com Olmo (2005), a presença de altas concentrações de sal tende a perturbar as funções metabólicas dos microrganismos presentes no processo de digestão anaeróbia e reduzir a velocidade de degradação da matéria orgânica, comprometendo principalmente a remoção de DBO.

Apesar do esgoto afluente aos reatores anaeróbios ter apresentado concentrações significativas de cloreto, não foi observado o comprometimento do tratamento anaeróbio. No entanto, a elevada concentração de cloreto no esgoto da ETE Villa, interferiu nos resultados das análises de sólidos totais.

### **5.5.13 Sulfato e Sulfeto**

A concentração de sulfato e sulfeto foi monitorada para o afluente e efluente dos reatores anaeróbios. A Tabela 26 mostra os resultados da estatística descritiva, sendo que foram considerados para o tratamento estatístico apenas os resultados das amostras pontuais coletadas às 15h30min.

O afluente dos reatores anaeróbios apresentou concentração de sulfato com faixa de variação de 26,2 a 46,1 mg/L e a média dos valores observados foi igual a 36,3 mg/L durante o período monitorado. Metcalf & Eddy Inc. (2016), relatam que esgotos tipicamente domésticos contêm sulfato em concentrações que variam em 24,0 a 72,0 mg/L.

Dessa forma, é possível afirmar que a concentração de sulfato encontrada na ETE Villa é similar à esgotos domésticos.

Tabela 26 – Estatística descritiva para a concentração de sulfato e sulfeto presentes no afluente e efluente dos reatores anaeróbios da ETE Villa

Parâmetro	Estatística	Afluente (mg/L)	Reator anaeróbio 1		Reator anaeróbio 2	
			Efl. (mg/L)	Ef. (%)	Efl. (mg/L)	Ef. (%)
Sulfato	Número de dados	13	13	13	13	13
	Média	36,3	27,9	20,6	29,1	16,5
	Mediana	36,2	22,1	24,6	26,8	25,0
	Mínimo	26,2	20,1	0,0	21,3	0,0
	Máximo	46,1	32,1	49,4	45,5	54,0
	Desvio padrão	5,9	3,8	17,5	6,5	32,0
	Coef. de variação (%)	16,4	13,6	74,2	22,5	175,2
Sulfeto	Número de dados	13	13	-	13	-
	Média	4,0	7,9	-	8,1	-
	Mediana	1,2	8,2	-	8,6	-
	Mínimo	1,0	1,0	-	1,1	-
	Máximo	10,4	12,7	-	14,9	-
	Desvio padrão	3,7	3,6	-	4,9	-
	Coef. de variação (%)	92,4	46,0	-	60,9	-

A presença de sulfato em águas residuárias pode provocar uma alteração das rotas metabólicas da digestão anaeróbia, em virtude de uma competição por substrato, estabelecida entre as bactérias sulforedutoras, acetogênicas e metanogênicas. Logo, existem três níveis de competição pelo substrato em sistemas anaeróbios: entre as Bactérias Redutoras de Sulfato (BRS) e bactérias fermentativas (acidogênese) por açúcar e aminoácidos; entre BRS e Bactérias Acetogênicas por substratos sintróficos, como ácidos graxos voláteis e etanol; e entre BRS e Bactérias Metanogênicas por substratos metanogênicos diretos (acetato e hidrogênio) (LENS *et al.*, 1998).

Sendo assim, a digestão anaeróbia passa a formar dois produtos: metano (por meio das metanogênicas) e sulfeto (com a redução do sulfato pelas BRS). A dimensão dessa competição está relacionada principalmente ao pH e a relação  $DQO/SO_4^{2-}$  na água residuária.

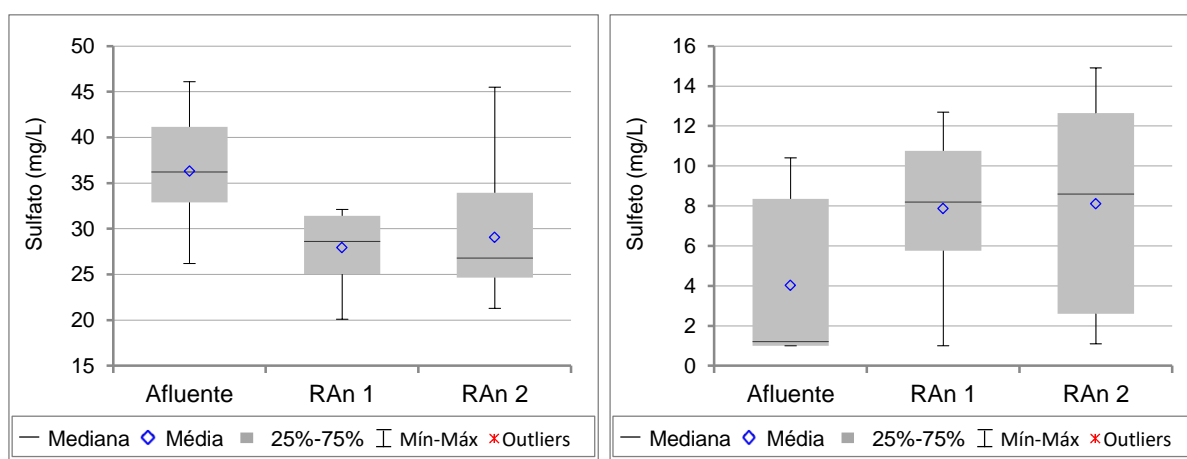
De acordo com Chernicharo (2007), uma inibição mais acentuada dos organismos metanogênicos só ocorre quando a relação  $DQO/SO_4^{2-}$  é inferior a 7, mas com elevada dependência do pH. Já para a relação  $DQO/SO_4^{2-}$  superior a 10, grande parte do

H<sub>2</sub>S produzido será removido da fase líquida, devido a maior produção de biogás, diminuindo assim, o seu efeito inibidor.

O afluente da ETE Villa apresentou durante todo o período de monitoramento relação DQO/SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> superior a 10, com a média dos valores observados igual a 21. Sendo assim, é possível pressupor que teoricamente, a presença do sulfato no esgoto não foi suficiente para provocar inibição da metanogênese.

A Figura 53 mostra os gráficos de boxplot para as concentrações de sulfato e sulfeto ao longo do sistema monitorado. A concentração de sulfato no efluente dos reatores esteve sempre menor que a concentração afluente indicando que houve redução deste parâmetro nos reatores anaeróbios.

Figura 53 – Boxplot das concentrações de sulfato e sulfeto presentes no afluente e efluente dos reatores anaeróbios da ETE Villa



O RAn 1 e 2 apresentaram respectivamente, eficiência média de 20,6% e 16,5 % na redução do íon sulfato. Entretanto, os resultados indicam que durante todo o período de monitoramento nem sempre ocorreu redução de sulfato, sendo observados eficiências negativas em ambos os reatores e valor máximo de 49,4 % para RAn 1 e 54,0 % para o RAn 2.

Com relação à concentração de sulfeto, é observado um aumento da concentração no efluente dos reatores em relação ao afluente, como já era esperado, indicado pela redução de sulfato. A média dos valores observados para a concentração de sulfeto no afluente foi igual a 4,0 mg/L e o efluente dos reatores anaeróbios 1 e 2, apresentaram respectivamente média aritmética igual a 7,9 mg/L e 8,1 mg/L.

Os valores encontrados não exprimem a verdadeira produção de sulfetos nos reatores anaeróbios, pois, de acordo com Souza (2010), parte do sulfeto produzido em reatores anaeróbios além de permanecer dissolvida junto com o efluente é adsorvida ao lodo do reator como precipitado, a outra parte é direcionada, na forma gasosa, para o coletor de gases do separador trifásico do reator, vindo a se tornar um dos constituintes do biogás e por fim, parte do sulfeto é assimilada como nutriente para o interior das células microbianas.

A presença do sulfeto dissolvido no efluente e liberado na forma gasosa foi responsável pela geração de maus odores na ETE Villa e no efluente tratado. A aplicação do teste estatístico t de *Student* revela que não há diferenças estatisticamente significantes quanto à redução de sulfato nos reatores anaeróbios ( $p=0,530$ ) e quanto à produção de sulfeto ( $p=0,486$ ).

## 5.6 Atendimento à legislação ambiental

O presente estudo também avaliou a qualidade do efluente final quanto ao atendimento aos padrões de lançamento estipulados pela Resolução CONAMA 430/2011 que dispõe sobre condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores. Dessa forma, a Tabela 27 apresenta os padrões para lançamento de efluentes sanitários considerando os parâmetros analisados nesse trabalho e o percentual de atendimento a essa legislação durante o período de estudo.

Tabela 27 – Percentual de atendimento a Resolução CONAMA 430/2011 para efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários

Parâmetro	Padrão de lançamento	Atendimento (%)
pH	Entre 5,0 e 9,0.	100,0 RAn 1 e 2
DBO	Máximo de 120,0 mg/L; ou	73,0 RAn 1 e 2
	Eficiência de remoção mínima maior que 60%.	94,0 RAn 1, 100,0 RAn 2
Óleos e graxas	Máximo de 100,0 mg/L.	100,0 RAn 1 e 2
Sólidos Sedimentáveis	Até 1,0 mL/L, em teste de 1 hora em cone Imhoff.	85,0 RAn 1, 100,0 RAn 2
Sulfeto*	Até 1,0 mg/L.	0,0 RAn 1 e 2
Nitrogênio amoniacal*	Até 20,0 mg/L.	0,0 RAn 1 e 2

\* Pode ser aplicável aos sistemas de tratamento de esgotos sanitários, a critério do órgão ambiental competente, em função das características locais.

Nota-se que, para a DBO, o padrão de lançamento considerando o valor da concentração violou a legislação em 27,0% do período de monitoramento para ambos os reatores. Porém, de acordo com a legislação, um dos padrões deve ser atendido: ou o que considera a concentração ou o que adota a eficiência de remoção. Como o padrão de lançamento para a eficiência de remoção foi atendido em 100% do período de estudo para o RAn 2 e em 94% para RAn 1, conclui-se que esse parâmetro praticamente não violou a legislação ambiental.

As concentrações de DBO acima de 120,0 mgO<sub>2</sub>/L foram obtidas para esgotos brutos com concentração acima de 456,0 mgO<sub>2</sub>/L. Metcalf & Eddy Inc., (2016) relatam que para esgotos tipicamente domésticos a concentração é da ordem de 100,0 a 400,0 mg/L. Devido ao fato do esgoto bruto da ETE Villa ser proveniente de uma unidade de ensino com elevada concentração de matéria orgânica, é de esperar que o efluente tratado apresente maiores concentrações de DBO apesar das boas eficiências de remoção.

Em relação a concentração de sólidos sedimentáveis, o RAn 1 apresentou valores acima do exigido pela resolução em 15,0% do período de monitoramento. Os requisitos de lançamento de efluente preconizados pela resolução CONAMA 430/2011, foram plenamente atendidos pelo RAn 2 para os parâmetros pH, DBO, óleos e graxas e sólidos sedimentáveis.

Para os parâmetros sulfeto e nitrogênio amoniacal, a resolução CONAMA 430/2011 não exige um limite de lançamento em sistemas de tratamento de esgoto sanitário, como é o caso do esgoto da ETE Villa. No entanto, o limite de 1mg/L para sulfeto e 20 mg/L de nitrogênio amoniacal total podem ser aplicados a critério do órgão ambiental competente, em função das características locais. Caso seja aplicado a critério de algum órgão ambiental, o efluente do RAn da ETE Villa não é capaz de atender esses parâmetros.

Dessa forma, tem-se que a configuração do RAn da ETE Villa é adequada ao tratamento do esgoto proveniente da unidade de ensino, sendo capaz de gerar um efluente final de boa qualidade e que atendeu, na maior parte do tempo, aos padrões de lançamento para esgotos sanitários exigidos pela resolução CONAMA 430/2011.

## 5.7 Controle estatístico do processo de tratamento de esgoto

As Figuras 54 e 55 apresentam as cartas de controle do tratamento anaeróbio realizado nos RAn 1 e 2, respectivamente para os parâmetros SST, SSed, DBO e DQO.

Figura 54 – Cartas de controle de qualidade para valores individuais das concentrações de SST, SSed, DBO e DQO no efluente do RAn 1.

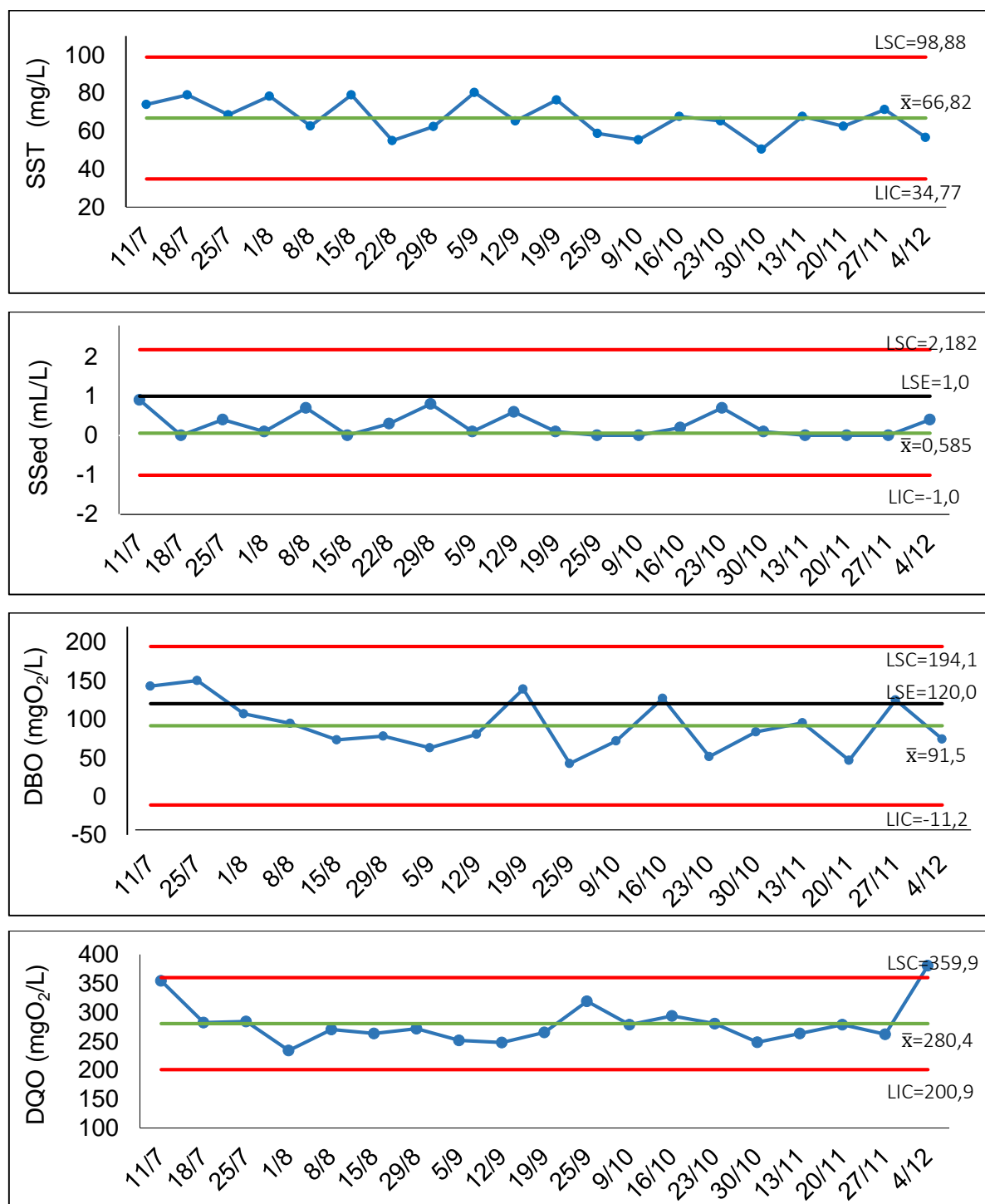
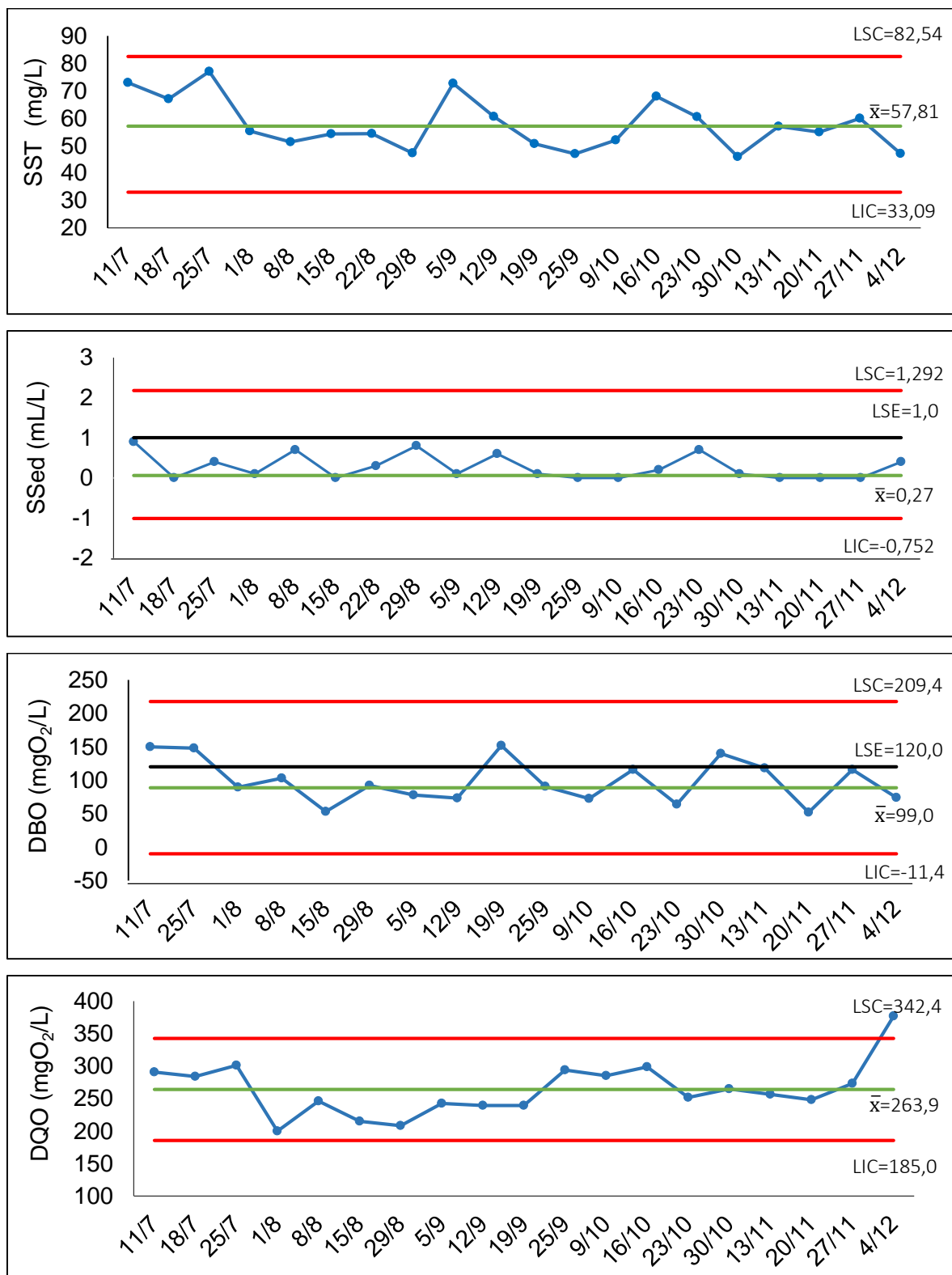


Figura 55 – Cartas de controle de qualidade para valores individuais das concentrações de SST, SSed, DBO e DQO no efluente do RA n. 2.



Os limites de controle dos gráficos foram calculados baseando na variação aleatória esperada no processo. O limite superior de controle (LSC) está a 3 desvios padrão

acima da linha central, que representa a média dos valores observados. O limite inferior de controle (LIC) está 3 desvios padrão abaixo da linha central.

As cartas de controle referentes aos parâmetros SSed e DBO, possuem além dos limites de controle um Limite de Especificação Superior (LSE) referente à legislação CONAMA 430/2011, de forma a analisar a estabilidade do processo quanto ao atendimento à legislação ambiental.

Pela análise das cartas de controle de qualidade do efluente tratado, quanto aos parâmetros SST e SSed, observa-se que o processo esteve sob controle estatístico durante todo o período de monitoramento em ambos os reatores, pois, como pode ser visto nos gráficos, todos os pontos, estão entre os limites de controle, indicando a estabilidade do processo quanto à remoção de sólidos.

As cartas de controle para a concentração de sólidos sedimentáveis, indicaram também que o processo de tratamento do RAn 2 esteve estável e em conformidade quanto ao atendimento à resolução CONAMA 430/111 durante todo o período de monitoramento, pois, não houve pontos acima do LSE de 1 mL/L. Já para o RAn 1, o processo esteve fora de controle em três amostragens realizadas, atendendo a legislação em 85% do monitoramento.

Para o parâmetro DQO total, o processo esteve sobre controle estatístico em 95% do monitoramento em ambos os reatores, devido a amostragem realizada em 04 de dezembro de 2017 que apresentou valor acima do LSC. Esse comportamento, pode estar relacionado com a qualidade do afluente, que apresentou concentração de DQO igual a 1495,6 mgO<sub>2</sub>/L (maior valor registrado durante todo o monitoramento), para uma carga orgânica aplicada de 29,0 KgDQO/dia em cada reator.

Apesar do valor da concentração de DQO para o efluente dos RAn 1 e 2, igual a 380,6 e 378,0 mgO<sub>2</sub>/L respectivamente, ser maior que o LSC, para a amostragem realizada em 04 de dezembro de 2017, a eficiência de remoção da matéria orgânica foi de 75,0%.

Em relação à concentração de DBO, as cartas de controle de qualidade do efluente dos RAn 1 e 2, indicam que o processo se manteve estável durante todo o período de monitoramento, não sendo observado variações significativas na concentração de DBO no efluente, pois, todos os pontos variarão aleatoriamente em torno da linha central.



Dessa forma, tem-se que o processo de tratamento dos esgotos gerados na unidade de ensino, por meio dos RAn está sob controle estatístico, indicando um bom comportamento dos reatores, no que diz respeito a remoção de matéria orgânica e sólidos, em termos de estabilidade.

## **5.8 Limitações operacionais dos reatores anaeróbios**

### **5.8.1 Sistema de coleta do efluente e remoção de espuma**

A coleta do efluente do reator é efetuada em sua parte superior, junto ao compartimento de decantação, por meio de uma tubulação com 150 mm de diâmetro. Já para a remoção da espuma acumulada no decantador, foi previsto em projeto a sua remoção pelo escoamento em duas tubulações com 100 mm de diâmetro, localizadas na lateral do reator acima do compartimento de decantação, após a abertura de uma válvula gaveta.

No entanto, tais dispositivos apresentaram algumas limitações operacionais observadas durante o monitoramento da ETE Villa. Em virtude do não funcionamento do dispositivo, devido a uma possível obstrução da tubulação, a espuma era removida manualmente pelo operador com o auxílio de uma peneira de limpeza de piscina por meio da abertura de inspeção do reator. Esta operação de remoção além de ser trabalhosa, é pouco ergonômica e insalubre para o operador, pois ocorre a exposição a gases como o sulfeto de hidrogênio.

Eventualmente, a remoção era realizada por intermédio de um mangote de sucção, acoplado a um caminhão limpa-fossa. Esse procedimento, além de gerar altos custos pela contratação do caminhão limpa-fossa, como também da mão de obra auxiliar para a retirada da espuma, não é o mais adequado, visto que, quando não é bem realizado podem ocorrer perturbações e remoção involuntária de lodo na região da manta de lodo, principalmente em reatores com profundidade reduzida como o da ETE Villa.

Além desses inconvenientes, a ausência de retentores de espuma junto ao sistema de coleta do efluente contribuíram para saída do material flotante juntamente com o efluente, interferindo na análise de sólidos totais que indicou erroneamente, significativa perda de sólidos no efluente.

Como sugestão de melhoria, seria interessante a adoção de canaletas com vertedores triangulares para a coleta do efluente e a utilização de retentores de espuma ao longo da canaleta. Tais dispositivos se fazem necessários quando os esgotos brutos não são muito diluídos ( $DQO > 600 \text{ mg/L}$ ,  $DBO > 300 \text{ mg/L}$ ,  $SST > 300 \text{ mg/L}$ ), como é o caso do esgoto da ETE Villa e principalmente quando o efluente é encaminhado para sistemas de pós-tratamento envolvendo mecanismos de filtração (CHERNICHARO, 2007).

Os dispositivos visam contribuir com as alterações (momentâneas) na qualidade do efluente, quando ocorre o desprendimento de sólidos acumulados na matriz de espuma no decantador dos reatores.

Outra limitação observada durante o período de monitoramento foi com relação ao gerenciamento da espuma retirada dos RAn. Quando a remoção era realizada manualmente pelo operador da ETE Villa, este realizava o descarte do material flotante em sacos plásticos juntamente com materiais plásticos, restos alimentares e etc.

Neste caso, se faz necessário maior instrução ao operador quanto à disposição final do material descartado. O mais indicado seria a disposição conjunta com o lodo descartado na ETE no tanque de armazenamento temporário, até a retirada pela empresa terceirizada da Original Ambiental, para o tratamento e disposição final adequada, visto que não há leito de secagem na ETE Villa.

### **5.8.2 Sistema de amostragem de lodo**

Apesar do projeto dos amostradores de lodo dos RAn da ETE Villa estarem de acordo com as diretrizes da Norma ABNT 12209/2011 para reatores anaeróbios do tipo fluxo ascendente e manta de lodo, sendo constituídos por tubos e registros de amostragem em PVC e diâmetros de 50 mm, foram verificadas durante o monitoramento limitações operacionais. Tais limitações, foram atribuídas a obstrução parcial dos tubos e registros de amostragem causados pela aderência e incrustação de lodo no interior destes equipamentos, comprometendo os resultados do monitoramento do crescimento e qualidade da biomassa no RAn 1.

O sistema de amostragem dos RAn da ETE Villa utiliza tubos com registro esfera, caracterizadas pelo movimento rotativo e acionamento rápido por meio de um giro de

90° quando feito com alavanca manual. Apesar de ser aplicado para o controle e bloqueio de diversos tipos de fluidos, quando utilizado para os de característica pastosa e com sólidos em suspensão, pode ocorrer a aderência das partículas sólidas no entorno da esfera, conforme essa vai se deslocando para o fechamento, obstruindo a passagem do fluido.

Como sugestão de melhoria, a utilização de válvulas guilhotina são mais indicadas para o sistema de amostragem de lodo dos RAn da ETE Villa, pois seu elemento móvel de vedação é constituído por uma lâmina entre dois carretéis, que se movimenta perpendicularmente em relação ao sentido de escoamento do fluxo.

As válvulas guilhotina são mais indicadas para o controle ou bloqueio de fluxo de fluidos pastosos e que possam conter grande quantidade de sólidos em suspensão, pois a lâmina passante impede que os resíduos sólidos do fluido se fixem na válvula, impedindo a sua obstrução. Outra sugestão de melhoria é o aumento do diâmetro dos tubos de amostragem de lodo.

### **5.8.3 Sistema de distribuição de esgoto afluyente**

O resultado dos testes estatísticos t de *Student* para os parâmetros sólidos sedimentáveis, sólidos em suspensão totais e voláteis, acusaram que os reatores anaeróbios apresentaram diferenças estatisticamente diferentes, quanto à remoção de sólidos, conforme apresentado nas Seções 5.5.5 e 5.5.6.

Esse comportamento divergente dos reatores, pode estar relacionado com a configuração física do sistema de distribuição de esgoto afluyente e coleta do efluente tratado. Com relação ao sistema de distribuição de afluyente, os RAn não apresentam um compartimento de distribuição, capaz de permitir a inspeção individual dos tubos, e obviamente, a sua limpeza em eventuais episódios de obstrução.

Outra limitação está associada à configuração dos tubos de distribuição. Apesar do diâmetro de 100 mm, há uma redução na seção da tubulação, junto à sua extremidade inferior, devido à presença de três aberturas (janelas) na extremidade lateral dos tubos de distribuição. Cada abertura, possui largura de 10 cm o que confere ao bocal um diâmetro de apenas 30 cm, favorecendo a sua obstrução devido a presença dos sólidos presentes no esgoto afluyente.

Dessa forma, um dos reatores pode ter apresentado uma obstrução parcial no compartimento de distribuição do afluente ou na abertura inferior dos tubos de distribuição, proporcionando uma maior velocidade de saída, que pode ter influenciado na distribuição e remoção de sólidos no interior do reator. Além disso, pode haver um descompasso entre os RAn, quanto à inclinação dos tubos de distribuição e o espaçamento entre as aberturas de saída, que podem ter sido projetadas levemente diferentes.

Conforme já abordado, as limitações do sistema de coleta de efluente tratado também podem ter contribuído para o resultado do teste estatístico. Dessa forma, pode ter ocorrido um maior desprendimento de material particulado, aderido em torno da tubulação de coleta em um dos RAn, devido à ausência de retentores de espuma. Mostrando assim, que os reatores são estatisticamente diferentes quando à remoção de sólidos.

Como sugestão de melhoria para o sistema de distribuição de afluente, é indicado o projeto de compartimentos implantados na parte superior do reator, que além de permitir a divisão equitativa da vazão afluente para cada tubulação de distribuição, possibilitem também a visualização de eventuais acréscimos na perda de carga. Uma vez detectado acréscimo da perda de carga em um distribuidor, este pode ser desobstruído, por meio de varões apropriados.

Em relação às extremidades inferiores dos tubos de distribuição, é mais recomendado a utilização de duas aberturas com seção transversal de 25 × 40 mm, que propiciam uma área equivalente a um bocal de diâmetro igual a 50 mm (CHERNICHARO, 2007).

## 6 CONCLUSÕES

- O afluente da ETE Villa apresentou características de um esgoto mais concentrado quando comparado com esgotos tipicamente domésticos. A análise dos hidrogramas de vazão indicou que o funcionamento da ETE Villa é de Segunda a Sexta-feira das 07h00 às 21h00, tal regime de vazão é diferente do observado em estações de tratamento de esgotos domésticos. As condições operacionais dos reatores (CHV igual a  $1,5 \text{ m}^3/\text{m}^3.\text{d}$ ; TDH de 16 horas; Vas média de  $0,2 \text{ m/h}$ ) estiveram abaixo do projetado devido à vazão média moderada ( $22,0 \text{ m}^3/\text{d}$ ) aplicada aos reatores. Por se tratar de uma unidade de ensino relativamente nova, é esperado que com o decorrer do tempo, o quadro de alunos e funcionários aumente, levando a um consumo de água maior e consequentemente ao aumento da vazão afluente à ETE Villa, alterando assim, as condições operacionais.
- Os reatores anaeróbios fabricados em PRFV de fluxo ascendente e presença de separador trifásico são unidades de tratamento mais compactas que os reatores UASB convencionais devido principalmente a profundidade reduzida do compartimento de decantação e sedimentação iguais a  $0,75 \text{ m}$  e  $1,60 \text{ m}$ , respectivamente. Além disso, os RAn também se diferenciam dos reatores UASB convencionais quanto aos sistemas de distribuição do afluente, coleta do efluente e remoção de espuma. No entanto, apresentaram eficiências de remoção semelhantes ao UASB, quanto à remoção da matéria orgânica e sólidos.
- Os reatores anaeróbios da ETE Villa em operação com TDH de 16 horas e Vas média igual a  $0,2 \text{ m/h}$  são efetivos para o tratamento dos esgotos gerados na instituição de ensino, no que diz respeito à remoção da matéria orgânica (DBO:  $79,1\%$  RAn 1,  $75,8\%$  RAn 2 e DQO:  $67,8\%$  RAn 1,  $68,5\%$  RAn 2) e sólidos (SSed:  $87,7\%$  RAn 1,  $96,3\%$  RAn 2 e SST:  $75,9\%$  RAn 1,  $79,4\%$  RAn 2). O RAn 2 foi capaz de atender integralmente os padrões de lançamento de pH, óleos e graxas, DBO e sólidos sedimentáveis estabelecidos pela legislação ambiental CONAMA 430/2011. Apenas esse sistema não é indicado para a remoção de nitrogênio e fosforo, conforme já era esperado por se tratar de um tratamento anaeróbio, onde as remoções de nutrientes são naturalmente limitadas.

- Em relação ao perfil de sólidos do RAn 2, a região do leito de lodo apresentou uma concentração de ST variando de 4,0% a 8,0%, já para a zona referente à manta de lodo, observou-se um crescimento mais disperso e um lodo menos denso com concentração inferior a 3,5% para a aplicação de uma carga biológica média de 0,1 kgDQO/KgSTV.d. Ao final do monitoramento a relação STV/ST apresentou valores próximos de 0,65 para a região do leito de lodo indicando a estabilização do lodo. A baixa carga orgânica aplicada ao RAn, pode ter influenciado o moderado crescimento da biomassa e a elevada idade do lodo. Não foram observados perda de sólidos significativa no efluente de ambos os reatores anaeróbios, a sedimentação das partículas sólidas no compartimento de decantação foi favorecida devido ao elevado TDH do decantador, igual a 4 horas para vazão média.
- Os resultados obtidos nesta pesquisa mostraram que a configuração do RAn da ETE Villa é uma boa alternativa para o tratamento de esgotos em estações descentralizadas projetadas para atender a pequenas populações, pois podem atender aos padrões de qualidade exigidos pela legislação ambiental, desde que seja feito um acompanhamento operacional e manutenção adequada para o bom funcionamento do sistema. Além disso, por se tratar de reatores mais compactos fabricados em PRFV, apresentam transporte facilitado e rapidez na instalação favorecendo a aplicação em sistemas descentralizadas provenientes de empreendimentos comerciais e residenciais.

## 7 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Avaliar a possibilidade de estender as amostragens até às 19h00, horário em que se encerram as atividades escolares e administrativas da unidade de ensino. De forma a monitorar o desempenho dos RAn em todo o período de funcionamento da ETE Villa.
- Realizar um acompanhamento operacional mais longo, que abranja o período de férias da unidade de ensino, para a análise da atividade microbiana dos reatores anaeróbios, quando submetidos à baixa carga hidráulica e orgânica por longo período.
- Investigar os hábitos de consumo de água na unidade de ensino, permitindo assim, correlacionar às cargas hidráulicas e orgânicas aplicada à ETE Villa com as atividades desenvolvidas neste tipo de empreendimento.
- Avaliar o desempenho dos RAn da ETE Villa para tempos de detenção hidráulica inferiores a 16 horas e velocidades ascensionais médias, superiores a 0,2 m/h.
- Medir a produção de biogás dos RAn e avaliar a atividade microbiana anaeróbia, a partir da caracterização da Atividade Metanogênica Específica (AME). Analisar a produção e caracterização da espuma formada nos RAn da ETE Villa.
- Sugere-se analisar o desempenho desta configuração de RAn, quando aplicado ao tratamento de esgotos domésticos, provenientes de empreendimentos residenciais, visto que o regime de vazão e as características do esgoto bruto são diferentes do observado em unidades de ensino.

## REFERÊNCIAS

- ACHAVAL, L. S. **Desenvolvimento e avaliação de um protótipo de estação compacta para tratamento de esgoto em unidades residenciais unifamiliares**. 2014, 173 p. Dissertação de Mestrado-Universidade de Brasília, Brasília.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. NBR - 12.209. **Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro, 2011.
- AISSE, M.M., LOBATO, M. B., BONA, A., GARBOSSA, L. H. P. “**Estudo comparativo do reator UASB e do reator anaeróbio compartimentado sequencial no tratamento de esgoto sanitário**”. In: Anais do 27º Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre, RS, Brasil, 2000.
- ALVES, C.V.P., CHERNICHARO, C.A.L., VON SPERLING, M., FRADE, E.C. “**Saneamento ambiental: a hora da solução**”. In: *Associação Nacional dos Serviços Municipais de Saneamento*, 34.,2004. Rio Grande do Sul. Anais....Rio Grande do Sul, ASSAME: 2004, p.7.
- AL-SHAYAH, M., MAHMOUD, N. **Start-up of an UASB-septic tank for community onsite treatment of strong domestic sewage**. *Bioresource Technology*, v. 99, p.7758–7766, 2008.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENTAL FEDERATION (WEF). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22. ed., Washington, APHA/AWWA/WEF, 2012.
- ANDRADE, C.C. **Tratamento de águas residuárias de origem doméstica em sistema compacto**, 2012, 71p. Dissertação de Mestrado- Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande.
- ANDREOLI, C. V, VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. 1º Edição. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. 2001. 484p.
- AYRES R. & MARA D. **Analysis of wastewater for use in agriculture. A laboratory manual of parasitological and bacteriological techniques**. Geneva, WHO, 1996, 30p.
- BASTOS, A.M. **Avaliação da eficiência de uma ETE compacta e sua influência no Ribeirão Capivari em Ingleses, Ribeirão/SC**. 2012, 63p. Dissertação de Mestrado-Centro de Ciências Tecnológicas da Terra e do Mar, Universidade do Vale do Itajaí, Itajaí.
- BAZARELLA, B.B. **Caracterização e aproveitamento de água cinza para uso não potável em edificações**. 2005,165 p. Dissertação de Mestrado-Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.



BIOAGRI. **Procedimento operacional padrão para análise de nitrato: POP. PA 032- Rev 032.** 2017. Não disponível.

BLSTAKOVA, A., BODÍK, I.; DANCOVA, L. & JAKUBCOVA, Z. **Domestic wastewater treatment with membrane filtration – two years' experience.** *Desalination*, v. 240, p.160–169, 2009.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011.** Dispõe sobre as condições e padrões de lançamentos de efluentes, complementa e altera a Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. 2011.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 377 de 9 de outubro de 2006.** Dispõe sobre licenciamento ambiental simplificado de Sistemas de Esgotamento Sanitário. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, 2006.

BRASIL. **Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas.** Brasília: Agência Nacional de Águas (ANA), 2017. 92 p.

BOFF, V.S., SANT'ANA, T.D., WANKE, R., SILVA, G. M., SALIM, F. P. C., NARDOTTO, J. I.O., NETTO, E. S. E PEGORETTI, J. M. **ETEs compactas associando reatores anaeróbios e aeróbios ampliam a cobertura do saneamento no estado do Espírito Santo.** In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21, 2001. João Pessoa. Anais...João Pessoa, 2001. 8p.

CALIJURI, M.L.; BASTOS, R.K.X.; MAGALHÃES, T.B.; CAPOLETI, B.C.; DIAS, E.H.O. **Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/Wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes.** *Engenharia Sanitária Ambiental*, v.14 n.3, p. 421-430, 2009.

CAMARGO, B.M. **Comportamento de um reator UASB sem separador trifásico no tratamento sanitário.** 2016, 86p. Dissertação de Mestrado –Universidade de São Paulo- Escola Politécnica, São Paulo.

CAPODAGLIO, A.G.; CALLEGARI, A.; LOPEZ, M.V. **European framework for the diffusion of biogas uses: Emerging technologies, acceptance, incentive strategies, and institutional-regulatory support.** *Sustainability*, v.8, p. 298–308, 2016.

CAPODAGLIO, A.G. **Integrated, Decentralized Wastewater Management for Resource Recovery in Rural and Peri-Urban Areas.** *Resources*, v.6, n.2, p.1-20, 2017.

CHERNICHARO, C. A. L.; SOUSA, V. P. **Desenvolvimento de um sistema compacto de tratamento de esgotos domésticos oriundos de populações dispersas ou de pequenas comunidades em áreas rurais (Siscote).** In: Fundação Nacional de Saúde. Caderno de pesquisa em engenharia e saúde pública, 2º Edição, Brasília: FUNASA, 2005., p.119 – 144.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores Anaeróbios**. 2ª edição. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2007, 379 p.

CHERNICHARO, C. A. L.; VAN LIER, J. B.; NOYOLA, A.; RIBEIRO, T.B. **Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges**. *Environ Sci Biotechnol*, v.14, p. 649–679.

CHONG, M.N.; HO, A.N.M.; GARDNER, T.; SHARMA, A.K.; HOOD, B. **Assessing decentralized wastewater treatment technologies: Correlating technology selection to system robustness, energy consumption and GHG emission**. *Journal Water Climb*, v. 4, p. 338–347, 2013.

CRUZ, O, M, L. **Tanque Séptico seguido de filtro de areia para o tratamento de esgoto doméstico**. 2013, 180 p. Tese de Doutorado- Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Universidade Estadual de Campinas, São Paulo.

DIAS, M.C. R.R. **Proposta de adequação de ETE descentralizadas visando upgrade para remoção de nitrogênio amoniacal**, 2014, 42 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado) – Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador.

FERREIRA, C. W. S. **Avaliação dos aspectos técnicos e operacionais do sistema condominial da Mangueira**, 2003, 69p. Dissertação de Mestrado-Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco.

FIÚZA JÚNIOR, A.P.; PHILIPPI, L.S. **Uma análise da gestão do saneamento descentralizado em município de médio porte – Estudo de caso: Blumenau-SC**. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande, 2005.

FREITAS, J.S. **Remoção de matéria orgânica e sulfato utilizando filtros biológicos não aerados no tratamento de água cinza clara**. 2015, 98p. Dissertação de Mestrado-Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.

GRAAFF, M.S.; TEMMINK, H.; ZEEMAN, G.; BUISMAN, C.J.N. **Anaerobic treatment of concentrated black water in a UASB reactor at a short HRT**. *Water*, v.2, p.101–119, 2010.

GUIMARÃES, A. K. V.; MELO, H. N. S.; MELO, J. L. S.; ANDRADE NETO, C. O. **Avaliação estatística da determinação do teor de óleos e graxas em efluente doméstico**. In: Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental da associação brasileira de engenharia sanitária e ambiental, 6., 2002, Cancun. Anais... Cancun: ABES, 2002. p.1-6.

HOOFFMANN, H.; WOOLF, B.D; PLATZER, C.; COSTA, R.H.G. **Propostas para o saneamento descentralizado no Brasil (Tecnologias de baixo custo para o tratamento de esgotos urbanos)**. In: Congresso brasileiro de ciência e tecnologia em resíduos e desenvolvimento sustentável, 2004, Santa Catarina.

ISTENIC, D.; BODÍK, I.; BULC, T. **Status of decentralized wastewater treatment systems and barriers for implementation of nature-based systems in central and eastern Europe.** *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, v.22, p.12879–12884, 2015.

JAVAREZ JÚNIOR, A., JÚNIOR E D.R.P., GAZZOLA, J. **Avaliação do desempenho de dois sistemas modulares no tratamento anaeróbio de esgoto em comunidades rurais.** *Engenharia Agrícola, Jaboticabal*, v.27, n.3, p.794-803, 2007.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos.** 3. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995. 683 p.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos.** 6. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011. 969 p.

KASSAB, G., HALALSHEH, M., KLAPWIJK, A., FAYYAD, M. VAN LIER, J.B. **Sequential anaerobic–aerobic treatment for domestic wastewater – A review.** *Biore-source Technology*, v.101, p.3299–3310, 2010.

KHAN, A. A.; GAUR, R. Z.; TYAGI, V.K, KHURSHEED, A. K.; LEW, B. M.; INDU, K. A.A. **Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: A review.** *Resources, Conservation and Recycling*, v.55, p.1232– 1251, 2011.

LARSEN T. A.; UDERT. K. M.; LIENERT, J. **Source separation and decentralization for wastewater management.** Londres, IWA Publishing, 502p. 2013.

LANGERGRABERA, G.; MUELLEGERA, E. **Sanitation-a way to solve global sanitation problems?** *Environment International*, v.31, n.1, p.433-444, 2005.

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. L., VISSER A., JANSEN A. J. H., HULSHOFF POL L. W. AND LETTINGA G. **Biotechnological treatment of organic sulphate-rich wastewaters.** *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. v. 28, p. 41-88, 1998.

LIBRALATO, G., GHIRARDINI, A.V., AVEZZU', F. **Toxicity removal efficiency of decentralised sequencing batch reactor and ultra-filtration membrane bioreactors.** *Water research*, v. 44, p.4437-4450, 2010.

LIBRALATO, G.; GHIRARDINI, A. V.; AVEZZÙ, F. **To centralise or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management.** *Journal of Environmental Management*, v. 94, n. 1, p. 61-68. 2012.

MACHADO, A. J., BERETTA, M., FRAGOSO, R. & DUARTE, E. **Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil.** *J. Environ. Manage.* V.187, n.1 p. 560–570,2016.

MAGRI, M. E. **Aplicação de processos de estabilização e higienização de fezes e urina humanas em banheiros secos segregadores**, 2013, 193 p. Tese de Doutorado em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

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.

MASSOUD, M. A.; TARHINI, A.; NASR, J. A. **Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries**. *Journal of Environmental Management*, v. 90, n. 1, p. 652-659, 2009.

MATULOVA, Z.; HLAVINEK, P. & DRTIL, M. **One-year operation of single household membrane bioreactor plant**. *Water Sci. Technol*, v.61, n.1, p.217–226, 2010.

MAURER, N.; ROTHENBERGER, D.; LARSEN, T. A. **Decentralized wastewater treatment technologies from a national perspective: at what cost are they competitive?** *Water Science and Technology: Water Supply*. v. 5, n. 5, p. 145-154, 2006.

MENDONÇA, A.A.J. **Avaliação de um sistema descentralizado de tratamento de esgotos domésticos em escala real composto por tanque séptico e wetland construída híbrida** 2015, 209 p. Dissertação de Mestrado- Faculdade de Saúde pública Universidade de São Paulo, São Paulo.

METCALFY, P.; EDDY, H.P. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. 5º ed. Porto Alegre: AMGH,2016, 2008p.

MEULER, S.; PARIS, S. & HACKNER, T. **Membrane bio-reactors for decentralized wastewater treatment and reuse**. *Water Sci. Technol*. V.58, n.2, p.285–294, 2008.

MOUSSAVI, G.; KAZEMBEIGIB, F.; FARZADKIAC, M. **Performance of a pilot scale up-flow septic tank for on-site decentralized treatment of residential wastewater**. *Process Safety and Environmental Protection*, v.88, p. 47–52, 2010.

NHAPI, I. **A framework for the decentralised management of wastewater in Zimbabwe**. *Science Direct, Physics and Chemistry of the Earth*, v. 29, p. 1265-1273. 2004.

OAKLEY, S.M.; GOLD, A.J.; OCZKOWSKI, A.J. **Nitrogen control through decentralized wastewater treatment: Process performance and alternative management strategies**. *Ecological Engineering*, v. 36, p. 1520–1531, 2010.

OAKLEY, S.M. **On site Nitrogen Removal, 2005. University Curriculum Development for Decentralized Wastewater Management. National Decentralized Water Resources Capacity Development Project**. University of Arkansas, Fayetteville. Disponível em: < <http://onsiteconsortium.org/>>. Acesso em: 20 de junho de 2017.

OLIVEIRA JÚNIOR, JL. **Tratamento descentralizado de águas residuárias domésticas: uma estratégia de inclusão social**. In: LIRA, WS.; CÂNDIDO, GA. Gestão sustentável dos recursos naturais: uma abordagem participativa. Campina Grande: EDUEPB, 2013, p. 213-232. Disponível em: < <http://books.scielo.org>>. Acesso em 20 de junho de 2017.

OLMO, L.N. **Avaliação do antagonismo do efeito de sódio sobre o tratamento de água residuária de charqueada com elevada salinidade em reator anaeróbio de manta de lodo (UASB)**. 2005, 82p. Dissertação de Mestrado – Universidade de São Paulo, São Carlos.

OPHER, T.; FRIEDLER, E. **Comparative LCA of decentralized wastewater treatment alternatives for non-potable urban reuse**. Journal of Environmental Management, v.182, n.11, p.464-476, 2016.

ORIGINAL AMBIENTAL. **Memorial de cálculo da estação de tratamento de esgoto**. Lauro de Freitas: MEMORIAL – ORIGINAL AMBIENTAL, 2014. Não publicado.

PEREIRA, A. R. **Reator biológico com membrana (MBR) aplicado ao tratamento de esgotos gerados por unidades residenciais unifamiliares**. 2016,164 p. Dissertação de Mestrado- Universidade de Brasília, Brasília.

RAMOS, R. A. **Avaliação da influência da operação de descarte de lodo no desempenho dos reatores UASB em estações de tratamento de esgotos no Distrito Federal**. 2008, 133p. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília.

RIBAS, F.M.M; MORAES, M.E; FORESTI, E. **Avaliação da acurácia de diversos métodos para determinação de ácidos graxos voláteis e alcalinidade a bicarbonato para monitoramento de reatores anaeróbios**. Engenharia Sanitária Ambiental, v.12, n.3, p.240-246, 2007.

RIBEIRO, J.C. **Avaliação de uma estação compacta de tratamento de esgoto sanitário composta por reator UASB-biofiltro aerado submerso**. 2016, 137 p. Dissertação de Mestrado- Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista. Bauru.

ROELEVELD, K.K.; ZEEMAN, G. **Anaerobic Treatment in Decentralised and Source-Separation-Based Sanitation Concepts**. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, v.5, p.115-139, 2006.

SABESP. Norma Técnica Interna – NTS 013: Método de ensaio de sólidos. São Paulo, 12p. 1 rev. 1999.

SABRY, T. **Evaluation of decentralized treatment of sewage employing Upflow Septic Tank/Baffled Reactor (USBR) in developing countries**. Journal of Hazardous Materials, v.174, p. 500–505, 2010.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS. **21º Diagnóstico dos serviços de água e esgoto**. 212 p., 2015.

SOUZA, C. L. **Estudo das rotas de formação, transporte e consumo dos gases metano e sulfeto de hidrogênio resultantes do tratamento de esgoto em reatores UASB**. 2010, 146p. Tese de Doutorado- Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

SURIYACHAN, C.; NITIVATTANANON, V.; AMIN NURUL, A.T.M. **Potencial of decentralized wastewater management for urban**. Habitat Internacional, v.36, n.1, p-85-92, 2012.

TCHOBANOGLIOUS, G., GIKAS, P. **The role of satellite and decentralized strategies in water resources management**. Journal of Environmental Management, v. 90, p.144-152, 2009.

TREIN, C.M. **Monitoramento de sistemas descentralizados de Wetlands construídos de fluxo vertical aplicados no tratamento avançado de esgotos**, 2015, 134p. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina.

USEPA, United States Environmental Protection Agency. **Method 300.1 Determination of inorganic anions in drinking water by ion chromatography**. [S.l.], [S.N.], 40 p., 1999.

USEPA, United States Environmental Protection Agency. **On-site Wastewater Treatment Systems Manual. Office of Water and Office of Research and Development**, EPA/625/R-00/008. 2002.

USEPA, United States Environmental Protection Agency. **Primer of Municipal Wastewater Treatment Systems**. EPA 832-R-04-001. 2004.

USEPA. United States environmental protection agency. **Handbook for Managing Onsite and Clustered (Decentralized) wastewater treatment systems. An introduction to management tools and information for implementing EPA's Management guidelines**. EPA. 832-B-05-001. 2005. Cópia eletrônica. Disponível em: <[www.epa.gov.owm/onsite](http://www.epa.gov.owm/onsite)>. Acesso em: 10 de junho de 2017.

VALENTIM, M. A. A. **Uso de leitos cultivados no tratamento de efluente de tanque séptico modificado**, 1999, 197 p. Dissertação de Mestrado – Faculdade de Engenharia Agrícola – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

VALENTINA, R.S.D. **Gerenciamento da qualidade e da quantidade de água cinza em uma edificação residencial de alto padrão com vistas ao seu reúso não potável**. 2009, 162p. Dissertação de Mestrado- Universidade Federal do Espírito Santo, Espírito Santo.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos. Um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande: Universidade Federal da Paraíba, 1994. 245p.

VAN HAANDEL, A.C.; DE VRIEZE, J.; VERSTRAETE, W.; SANTOS, V.S. **Methanosaeta dominate acetoclastic methanogenesis during high-rate methane production in anaerobic reactors treating distillery wastewaters.** *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, n. August, 2013.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3ª edição. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. v.1, 452 p.

VON SPERLING, M.; OLIVEIRA, S.C. **Comparative performance evaluation of full-scale anaerobic and aerobic wastewater treatment processes in Brazil.** *Water Science & Technology*, v.59, p.15-22, 2009.

VON SPERLING, M. **Urban wastewater treatment in Brazil.** **InterAmerican Development Bank.** Water and Sanitation Division. Technical Note NW IDB-TN-970. 2016. 102 p.