



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Campus de Botucatu



GUILHERME FRANCESCHINI

**TECNOLOGIAS DE BAIXO CUSTO PARA TRATAMENTO DE ESGOTO RURAL:
REATOR UASB E FOSSA SÉPTICA ECONÔMICA**

Botucatu

2019

GUILHERME FRANCESCHINI

TECNOLOGIAS DE BAIXO CUSTO PARA TRATAMENTO DE ESGOTO RURAL:
REATOR UASB E FOSSA SÉPTICA ECONÔMICA

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agrônômicas da Unesp, Campus de Botucatu, para obtenção do título de Doutor em Agronomia (Energia na Agricultura).

Orientador: Prof. Dr. Jorge de Lucas Júnior

Coorientadora: Profa. Dra. Valéria Cristina Rodrigues Sarnighausen

Botucatu

2019

F815t

Franceschini, Guilherme

Tecnologias de baixo custo para tratamento de esgoto rural : reator UASB e Fossa Séptica Econômica / Guilherme Franceschini. -- , 2018
126 p. : il., tabs., fotos

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp),
Faculdade de Ciências Farmacêuticas, Araraquara,
Orientador: Jorge de Lucas Júnior
Coorientadora: Valéria Cristina Rodrigues Samighausen

1. Tecnologia social. 2. Tratamento de esgoto unifamiliar. 3. Baixo custo. 4. Tratamento de esgoto rural. 5. Baixa vazão. I. Título.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

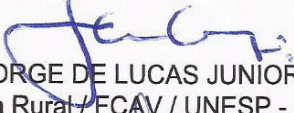
**TÍTULO DA TESE: TECNOLOGIAS DE BAIXO CUSTO PARA TRATAMENTO DE ESGOTO RURAL:
REATOR UASB E FOSSA SEPTICA ECONÔMICA**

AUTOR: GUILHERME FRANCESCHINI

ORIENTADOR: JORGE DE LUCAS JUNIOR

COORIENTADORA: VALERIA CRISTINA RODRIGUES SARNIGHAUSEN

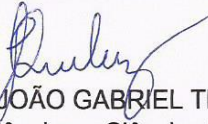
Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em AGRONOMIA (ENERGIA NA AGRICULTURA), pela Comissão Examinadora:


Prof. Dr. JORGE DE LUCAS JUNIOR
Engenharia Rural / FCAV / UNESP - Jaboticabal


Prof. Dr. MARCO ANTONIO MARTIN BIAGGIONI
Engenharia Rural / UNESP - Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu


Prof. Dr. GUSTAVO HENRIQUE RIBEIRO DA SILVA
Engenharia Civil e Ambiental / Faculdade de Engenharia de Bauru - UNESP


Prof. Dr. ADRIANO LUIZ TONETTI
Saneamento e Ambiente / Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo - UNICAMP


Pós-Doutorando JOÃO GABRIEL THOMAZ QUELUZ
Instituto de Geociências e Ciências Exatas / UNESP - Rio Claro

Botucatu, 10 de dezembro de 2018

Dedico a todos/as os/as profissionais que trabalham com tecnologias sociais e que, por acreditarem que elas são ferramentas para transformação social, inspiraram o desenvolvimento deste trabalho.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por esta oportunidade de formação e crescimento, e por me dar saúde para trabalhar e terminar mais este ciclo.

À família do *assentamento Horto-Aimorés*, que aceitou que instalássemos o sistema experimental em sua residência; bem como às duas famílias residentes na *Fazenda Lageado*, que permitiram que fizéssemos estes experimentos tratando os esgotos de suas casas. Um agradecimento especial ao Sr. Cido, que muito me auxiliou com o trabalho braçal durante a instalação do UASB que tratou parte do esgoto de sua residência, e ao William, da família do assentamento, que teve uma participação essencial durante a implantação e o monitoramento da Fossa Séptica Econômica instalada em seu lote.

À minha companheira Bárbara e à minha enteada Luísa pelo apoio cotidiano, pela paciência e compreensão nos momentos em que me ausentei do convívio e das tarefas domésticas para a realização deste trabalho, especialmente neste último ano com a chegada da nossa pequena lara.

Aos meus pais, Lorian e Rogério, pelo suporte e amor que muito me fortalece e ensina.

Ao Prof. Jorge de Lucas Junior e à Profa. Valéria pela atenção e orientações que contribuíram para o desenvolvimento da pesquisa.

Ao Prof. Sergio pelo tempo dedicado e pelas explicações que tornaram possível a realização da análise estatística.

Ao Prof. Gustavo Ribeiro por permitir que as análises da FSE de Bauru fossem realizadas no Laboratório de Saneamento da Unesp de Bauru; e à Eliene e ao Rafael, sempre muito atenciosos e solícitos comigo e com os estagiários neste laboratório.

Aos membros da banca, Prof. Gustavo Ribeiro, Prof. Adriano Tonetti, Prof. Marco Biaggioni e o pesquisador João Queluz pelas valiosas contribuições que fizeram para o trabalho.

Aos dedicados e comprometidos estagiários Rodrigo, Leonardo, Mariana e Eduardo, que realizaram as coletas e análises do sistema de Bauru, sem as quais não seria possível o monitoramento do mesmo.

Às professoras Maria Helena e Simone pela contribuição na classificação e caracterização do solo das áreas experimentais.

Aos funcionários do Departamento de Engenharia Rural e da Fazenda Lageado, pela ajuda com a construção e manutenção das áreas experimentais.

Ao engenheiro ambiental e amigo Murilo Postigo pela fundamental participação durante a implantação das duas Fossas Sépticas Econômicas.

Às pessoas que participaram dos dois cursos de implantação das Fossas Sépticas Econômicas, de Bauru e Botucatu, agradeço pelo interesse e pela disposição em

“colocar a mão na massa” durante os mutirões. Com certeza esta energia positiva contribuiu para o sucesso dos experimentos.

À todos/as os/as amigos/as e familiares que de perto ou de longe acompanharam este processo de formação do curso de doutorado e mandaram boas energias para que o mesmo fosse concluído com êxito.

Agradeço à FCA/UNESP pelo apoio institucional.

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

RESUMO

A falta de tratamento de esgoto sanitário ainda é um dos principais problemas socioambientais da população brasileira, principalmente no contexto dos moradores da zona rural, onde há grande *déficit* de cobertura. A partir dessa realidade, buscou-se na literatura experiências de sistemas de baixo custo que contemplassem a demanda para o tratamento de esgoto unifamiliar. Identificou-se que as experiências existentes, principalmente no Brasil, são pouco relatadas frente à grande demanda por este tratamento. Neste sentido, a presente pesquisa teve o objetivo de avaliar a eficiência de duas tecnologias de baixo custo para o tratamento de esgoto unifamiliar, a Fossa Séptica Econômica (FSE) e o reator anaeróbio de fluxo ascendente (RAFA ou, em inglês, *Upflow Anaerobic Sludge Blanquet*, UASB), tendo em vista identificar vantagens e desvantagens de suas aplicações. Foram realizadas análises laboratoriais de amostras do afluente e da saída dos sistemas. Primeiramente os dados foram analisados de forma descritiva, por meio de gráficos e medidas resumo. Para avaliar a eficiência foi realizado o teste t – student e obtidos os intervalos de confiança. Tanto a FSE como o reator UASB evidenciaram-se com desempenho satisfatório quando comparados aos tanques sépticos convencionais, que seguem os parâmetros de dimensionamento da norma brasileira, e com reatores UASB operando com vazões maiores. Para a FSE que tratou todas as águas residuárias de uma residência, com exceção da máquina de lavar roupas, as eficiências de remoção para os parâmetros SST, DBO₅ e DQO foram de 77,0 ± 23,7%, 58,4 ± 22,1% e 63,0 ± 22,9%, respectivamente. Já a FSE que tratou apenas água negra, teve eficiências de remoção de SST, DBO₅ e DQO de 76,2 ± 18,9%, 55,3 ± 19,2% e 60,0 ± 15,6, respectivamente. O reator UASB, que também tratou apenas água negra, apresentou eficiências de remoção de SST, DBO₅ e DQO de 77,8 ± 17,5%, 57,2 ± 19,0 e 50,0 ± 21,7%, respectivamente. Espera-se que o presente estudo contribua para a divulgação destas tecnologias que, devido ao seu caráter de baixo custo (e a FSE uma tecnologia social), fazem-se promissoras alternativas a serem incorporadas nas ações de políticas públicas voltadas ao tão deficitário serviço de saneamento básico nas diferentes configurações rurais de nosso país.

Palavras-chave: Tecnologia Social; Tratamento de esgoto unifamiliar; Baixo custo; Tratamento de esgoto rural; Baixa vazão.

ABSTRACT

The lack of sanitary sewage treatment remain one of the main socio-environmental problems of the Brazilian population, especially in the context of rural dwellers, where there is a huge deficit of coverage. From this reality, we searched in the literature experiences of low cost systems that contemplated the demand for the treatment of single-family sewage. It was identified that the existing experiences, mainly in Brazil, are little reported in face of the great demand for this treatment. In this sense, the present research had the objective of evaluating the efficiency of two low-cost technologies for the treatment of single-family sewage, the Fossa Séptica Economica (FSE) and the Upflow Anaerobic Sludge Blanquet (UASB), in order to identify the advantages and disadvantages of their applications. Laboratory analyzes of tributary and outlet samples were performed. First, the data were analyzed in a descriptive way, by means of graphs and summary measures. To evaluate the efficiency, the student T test was performed and the confidence intervals were obtained. Both the FSE and the UASB reactor showed satisfactory performance when compared to conventional septic tanks, which follow the design parameters of the Brazilian standard, and with UASB reactors operating at higher flow rates. For the ESF that treated all household wastewaters, except for the washing machine, the removal efficiencies for the SST, BOD₅ and COD parameters were $77.0 \pm 23.7\%$, $58.4 \pm 22.1\%$ and $63.0 \pm 22.9\%$, respectively. The FSE, which treated only black water, had SST, BOD and COD removal efficiencies of $76.2 \pm 18.9\%$, $55.3 \pm 19.2\%$ and $60,0 \pm 15.6$, respectively. The UASB reactor, which also treated only black water, presented efficiencies of removal of SST, BOD₅ and COD of $77.8 \pm 17.5\%$, 57.2 ± 19.0 and $50.0 \pm 21.7\%$, respectively. It expected that the present study to contribute to the dissemination of these technologies, which, due to their low cost nature (and the FSE a social technology), are promising alternatives to be incorporated in public policy actions directed at the sanitation in the different rural settings of our country.

Keywords: Social technology; Single-family sewage treatment; Low cost; Rural sewage treatment; Low flow.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 – Perfil hidráulico das Fossa Séptica Econômicas instaladas em Botucatu/SP e em Bauru/SP.	45
Figura 1.2 – Indicação do volume da bombona pelo fabricante.....	46
Figura 1.3 – Fossa Séptica Econômica (FSE) após instalação em Botucatu/SP..	47
Figura 1.4 – Caixa de medição da vazão e coleta de amostras do esgoto afluente da FSE de Botucatu/SP.....	49
Figura 1.5 – Caixa para medição de vazão e coleta de amostras do esgoto afluente da FSE de Bauru/SP.	51
Figura 1.6 – Concentrações de entrada e saída de DBO_5 da FSE de Botucatu/SP.	57
Figura 1.7 – Eficiência de remoção de DBO_5 da FSE de Botucatu/SP.....	57
Figura 1.8 – Concentrações de entrada e saída de DBO_5 da FSE de Bauru/SP..	57
Figura 1.9 – Eficiência de remoção de DBO_5 da FSE de Bauru/SP.	58
Figura 1.10 – Concentrações de entrada e saída de DQO da FSE de Botucatu/SP.	60
Figura 1.11 – Eficiência de remoção de DQO da FSE de Botucatu/SP.....	61
Figura 1.12 – Concentrações de entrada e saída de DQO da FSE de Bauru/SP.	61
Figura 1.13 – Eficiência de remoção de DQO da FSE de Bauru/SP.	61
Figura 1.14 – Relação entre a TAV e a TRV de DBO_5 da FSE de Botucatu/SP..	63
Figura 1.15 – Relação entre a TAV e a TRV de DBO_5 da FSE de Bauru/SP.	63
Figura 1.16 – Relação entre TAV e TRV de DQO da FSE de Botucatu/SP.....	64
Figura 1.17 – Relação entre TAV e TRV de DQO da FSE de Bauru/SP.	64
Figura 1.18 – Concentrações de entrada e saída de SST da FSE de Botucatu/SP.	65
Figura 1.19 – Eficiência de remoção de SST da FSE de Botucatu/SP.	65
Figura 1.20 – Concentrações de entrada e saída de SST da FSE de Bauru/SP..	66
Figura 1.21 – Eficiência de remoção de SST da FSE de Bauru/SP.....	66
Figura 1.22 – Relação entre TAV e TRV de SST da FSE de Botucatu/SP.....	68
Figura 1.23 – Relação entre TAV e TRV de SST da FSE de Bauru/SP.	69
Figura 2.1 – Perfil esquemático do reator UASB.....	90
Figura 2.2 – Reator UASB de baixo custo instalado na Fazenda Lageado em Botucatu/SP.	90

Figura 2.3 – Caixa utilizada para medir a vazão e coletar amostras do afluente .	91
Figura 2.4 – Concentrações de entrada e saída de DBO5 do reator UASB.....	96
Figura 2.5 – Eficiência de remoção de DBO ₅ do reator UASB.....	97
Figura 2.6 – Concentrações de entrada e saída de DQO do reator UASB.	97
Figura 2.7 – Eficiência de remoção de DQO do reator UASB.....	98
Figura 2.8 – Correlação entre TAV e TRV de DBO5 do reator UASB.....	100
Figura 2.9 – Correlação entre TAV e TRV de DQO do reator UASB.	100
Figura 2.10 – Concentrações de entrada e saída de SST do reator UASB.	101
Figura 2.11 – Eficiência de remoção de SST do reator UASB.....	101
Figura 2.12 – Correlação entre TAV e TRV de SST do reator UASB.....	102
Figura A.1 – Local onde a FSE de Bauru/SP foi implantada - Assentamento Horto-Aimorés	121
Figura A.2 – Implantação da FSE em Bauru/SP.....	121
Figura A.3 – Entulho utilizado na vala de infiltração	122
Figura A.4 – Área do fundo da vala de infiltração.	122
Figura A.5 – Caixa medidora de vazão.....	123
Figura A.6 – Lodo da primeira bombona em Bauru/SP.....	123
Figura A.7 – Lodo da primeira bombona em Bauru/SP.....	124
Figura A.8 – Lodo da primeira bombona FSE de Botucatu/SP.	124
Figura A.9 – Efluente da terceira bombona de Bauru/SP.	125
Figura A.10 – Efluente da terceira bombona de Botucatu/SP com sobrenadante.	125
Figura A.11 – Efluente da terceira bombona de Botucatu/SP sem sobrenadante.	126

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1 – Relação de materiais e custo para implantação da FSE.....	47
Tabela 1.2 – Caracterização da água residuária da FSE de Botucatu/SP.....	54
Tabela 1.3 – Caracterização da água residuária da FSE de Bauru/SP.	54
Tabela 1.4 – Valores individuais de pH da entrada e saída e o valor médio na FSE de Botucatu/SP.	55
Tabela 1.5 – Valores individuais de pH da entrada e saída e o valor médio na FSE de Bauru/SP.....	55
Tabela 1.6 – Média \pm desvio padrão, mínimo e máximo dos parâmetros SST, DBO ₅ e DQO avaliados na entrada e saída da FSE de Botucatu/SP. Eficiência de cada parâmetro e seu intervalo de 95% de confiança (*valor de p resultado do teste t–student, considerando o nível de significância de 5%).	70
Tabela 1.7 – Média \pm desvio padrão, mínimo e máximo dos parâmetros SST, DBO ₅ e DQO avaliados na entrada e saída da FSE de Bauru/SP. Eficiência de cada parâmetro e seu intervalo de 95% de confiança (*valor de p resultado do teste t–student, considerando o nível de significância de 5%).	70
Tabela 1.8 – Concentrações de N _{total} referentes à entrada e saída e eficiência de remoção na FSE de Botucatu/SP.....	71
Tabela 1.9 – Concentrações de P _{total} referentes à entrada e saída e eficiência de remoção na FSE de Botucatu/SP.....	72
Tabela 1.10 – Concentrações de N _{total} referentes à entrada e saída e eficiência de remoção na FSE de Bauru/SP.	72
Tabela 1.11 – Concentrações de P _{total} referentes à entrada e saída e eficiência de remoção na FSE de Bauru/SP.	72
Tabela 1.12 – Concentrações de <i>E. coli</i> referentes à entrada e saída e eficiência de remoção na FSE de Botucatu/SP.....	74
Tabela 1.13 – Concentrações de <i>E. coli</i> referentes à entrada e saída e eficiência de remoção na FSE de Bauru/SP	74
Tabela 2.1 – Caracterização da água residuária tratada no reator UASB.	94
Tabela 2.2 – Valores de pH da entrada e da saída do reator UASB.....	95
Tabela 2.3 – Média \pm desvio padrão, mínimo e máximo dos parâmetros SST, DBO ₅ e DQO avaliados na entrada e saída do reator UASB. Eficiência de cada parâmetro e seu intervalo de 95% de confiança. .	103
Tabela 2.4 – Concentrações de N _{total} e eficiência de remoção do reator UASB. .	104
Tabela 2.5 – Concentrações de P _{total} e eficiência de remoção do reator UASB. .	104
Tabela 2.6 – Valores de <i>E. coli</i> para a entrada e saída do reator UASB e sua eficiência de remoção.	106

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
CF	Coliformes fecais
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
FBB	Fundação Banco do Brasil
FCA	Faculdade de Ciências Agrárias
FSB	Fossa Séptica Biodigestora
FSE	Fossa Séptica Econômica
FUNASA	Fundação Nacional de Saúde
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
N	Nitrogênio
NaClO	Hipoclorito de sódio
ONG	Organização não governamental
P	Fósforo
PEBD	Polietileno de Baixa densidade
PLANSAB	Plano Nacional de Saneamento Básico
PNAD	Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios
PVC	Policloreto de polivinila
RAC	Reator anaeróbio compartimentado
RTS	Rede de Tecnologia Social
SODIS	<i>Solar water Disinfection</i>
ss	Sólidos suspensos
SST	Sólidos em suspensão totais
TAS	Taxa de aplicação superficial

TAV	Taxa de aplicação volumétrica
TDH	Tempo de detenção hidráulica
TRV	Taxa de remoção volumétrica
TS	Tecnologia social
UASB ou RAFA	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanquet</i> ou Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente
UNESP	Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho"

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	21
REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	25
CAPÍTULO 1 – ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DA FOSSA SÉPTICA ECONÔMICA NO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO EM ÁREA RURAL	39
1.1 INTRODUÇÃO	41
1.2 MATERIAL E MÉTODOS	43
1.2.1 Instalação dos sistemas, coleta de dados.....	44
1.2.2 Análise estatística dos dados	51
1.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	52
1.3.1 Vazão e Tempo de detenção hidráulica.....	52
1.3.2 Caracterização do esgoto doméstico afluyente	53
1.3.3 Análise do pH	54
1.3.4 Eficiência de remoção de demanda bioquímica de oxigênio (DBO ₅) e de demanda química de oxigênio (DQO).....	56
1.3.5 Eficiência de remoção de Sólidos Suspensos Totais (SST).....	65
1.3.6 Síntese dos parâmetros DBO ₅ , DQO e SST	69
1.3.7 Eficiência de remoção de nitrogênio e fósforo	71
1.3.8 Eficiência na remoção de <i>E. coli</i>	74
1.3.9 Acúmulo e gestão do lodo e efluente produzido	76
1.4 CONSIDERAÇÕES	78
REFERÊNCIAS	79
CAPÍTULO 2 – EFICIÊNCIA DE UM REATOR UASB DE BAIXO CUSTO NO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO DE BAIXA VAZÃO EM ÁREA RURAL	85
2.1 INTRODUÇÃO	87
2.2 MATERIAL E MÉTODOS	88
2.2.1 Instalação do sistema e características de operação.....	89
2.2.2 Análise estatística dos dados	93
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	93
2.3.1 Caracterização da água residuária	94
2.3.2 Análise do pH	95
2.3.3 Eficiência de remoção de demanda bioquímica de oxigênio (DBO ₅) e de demanda química de oxigênio (DQO).....	96
2.3.4 Eficiência de remoção de Sólidos Suspensos Totais (SST).....	100

2.3.5 Síntese dos parâmetros DBO ₅ , DQO e SST.	102
2.3.6 Eficiência de remoção de Nitrogênio e Fósforo	103
2.3.7 Eficiência de remoção de <i>E. coli</i>	105
2.4 CONSIDERAÇÕES	106
REFERÊNCIAS	107
CONSIDERAÇÕES FINAIS	111
REFERÊNCIAS	113
APÊNDICE – FIGURAS ADICIONAIS	121

INTRODUÇÃO GERAL

Cerca de 15% da população mundial vive em áreas de estresse hídrico, onde muitas pessoas lutam simplesmente para obter acesso a água suficiente e potável para beber e satisfazer suas outras necessidades de vida. Mais de um terço da população mundial não tem acesso a saneamento melhorado e mais de 1,5 milhões de crianças morrem a cada ano de doenças diarreicas (FENWICK, 2006; ZAHEDI et al., 2015). Além disso, a dificuldade em se tratar águas residuárias continua sendo uma realidade em diversos locais, facilitando a exposição das pessoas aos recursos hídricos contaminados por fezes (LOURENÇÃO, 2009).

Como resultado da deterioração da qualidade da água, a incidência de doenças transmitidas pela água tem aumentado. No ano de 2001, das 15 milhões de mortes causadas por todos os tipos de doenças infecciosas em todo o mundo, 13% eram de doenças diarreicas transmitidas pela água (BELTRAN; JIMENEZ, 2008; BUSTOS et al., 2014; HINRICHSEN; ROBEY, 2000).

Em todo o mundo, tem sido feito um desenvolvimento significativo no tratamento de águas residuais para as áreas urbanas, entretanto, as áreas rurais estão muito atrasadas neste quesito. Um dos fatores é a falta de atividades de pesquisa e melhoramento nos países em desenvolvimento, que levam à seleção de tecnologias inadequadas em termos de condições climáticas e físicas locais, recursos financeiros, recursos humanos e aceitabilidade social ou cultural (MASSOUD; TARHINI; NASR, 2009).

Essa problemática não se apresenta diferente no Brasil. A falta de tratamento de esgoto sanitário ainda é um dos principais problemas socioambientais, principalmente na zona rural, onde há grande déficit de cobertura. Tratando-se do saneamento básico nestas áreas, em relação ao acesso à água potável, a Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (PNAD), realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) em 2011, aponta que apenas 33,2% dos domicílios nas áreas rurais estão ligados às redes de abastecimento de água e o restante (68,8%) usa outras formas de abastecimento, ou seja, soluções alternativas, coletivas ou individuais, resultando em uma realidade em que muitas pessoas captam água sem nenhum tipo de tratamento (BRASIL, 2012).

Em relação ao esgotamento sanitário, a mesma pesquisa aponta que somente 5,2% destes domicílios possuem rede coletora de esgoto, 28,3% utilizam fossas

sépticas, 45,3% possuem fossas rudimentares e 13,6% dos domicílios não possuem solução para o esgoto sanitário, ou seja, praticamente 59% da população rural apresenta uma destinação de seu esgoto insatisfatória do ponto de vista sanitário e ambiental (BRASIL, 2012).

Tal destinação insatisfatória para o esgotamento sanitário na área rural, além de poder causar eutrofização dos corpos receptores, contribui direta e indiretamente com a possibilidade de transmissão de doenças pelos organismos patogênicos presentes no esgoto. Tais doenças estão relacionadas com a ingestão ou contato com organismos patogênicos presentes em águas contaminadas (ovos de helmintos, cistos de protozoários etc.), sendo alguns exemplos de doenças de veiculação hídrica a cólera, giardíase, febre tifoide, leptospirose, amebíase, ascaridíase, hepatite, disenteria, entre outras (VON SPERLING, 2005; BASTOS et al., 2003a).

Uma das soluções possíveis para suprir a inexistência de serviços adequados de esgotamento sanitário encontra-se na implantação de tecnologias de tratamento de águas residuárias que visam preencher a lacuna de pequenos municípios e suas áreas rurais atualmente sem rede coletora de efluentes devido ao custo de implantação e à inviabilidade geográfica (SERAFIM; DIAS, 2013).

Ressalta-se que no Brasil, a área rural é comumente formada por pequenas unidades familiares (4 a 6 pessoas), onde muitos pequenos agricultores praticam a agricultura familiar. Entretanto, poucos são os trabalhos publicados em relação às tecnologias alternativas de tratamento de esgoto unifamiliar, sendo que, em meio à escassez de estudos, os esforços identificados ainda precisam ser aprofundados no que diz respeito às análises técnicas, sobretudo considerando o desempenho desses sistemas no tratamento de esgoto de pequenas unidades familiares, observadas pelo pesquisador em diferentes contextos, seja nas áreas rurais dos municípios brasileiros, nos assentamentos da reforma agrária, nas comunidades quilombolas, ribeirinhas e aldeias indígenas.

É importante ressaltar que tais tecnologias de tratamento de efluentes devem ser adequadas à realidade do Brasil, ou seja, à sua população rural, onde é claro a necessidade e a vantagem de aplicação de sistemas funcionalmente simples, devido as características ambientais, culturais e econômicas do país (ÁVILA, 2005; ZAGO; DUSI, 2018).

Diante do exposto é possível concluir que o uso de tratamentos centralizados não é o mais indicado para áreas rurais do Brasil. Os problemas e limitações das

abordagens centralizadas incluem o fato de serem caras para construir e operar, especialmente em áreas com baixa densidade populacional e domicílios dispersos. Alternativamente, a abordagem descentralizada está ganhando mais atenção. (MASSOUD; TARHINI, NASR, 2009) e suas características vão de encontro a necessidade do tratamento unifamiliar.

É comum que as soluções descentralizadas sejam frequentemente criticadas devido a economia de escala, sendo consideradas apenas para locais onde a construção de plantas tradicionais de tratamento são muito caras (LARSEN et al., 2009). Porém a abordagem descentralizada propicia principalmente redução na demanda de água potável devido à reutilização de água no local (NOGUEIRA et al., 2009; SHEHABI; STOKES; HORVATH, 2012). Esta pode beneficiar-se também das vantagens da separação de fontes, que disponibiliza sistemas simples de pequena escala e reutilização no local, que podem ser construídos em um curto período de tempo e ocasionalmente atualizados com novos desenvolvimentos tecnológicos. Embora os dois conceitos, de descentralização e separação de fontes, cada um tenha um direito de existência próprio, seu acoplamento capta as vantagens de ambos (OPHER; FRIEDLER, 2016).

O presente trabalho justifica-se, portanto, por fundamentar os princípios e difundir tecnologias de baixo custo como instrumento capaz de propiciar transformações sociais no sentido de contribuir para a superação de desigualdades, promovendo o desenvolvimento social e fomentando a criação de ferramentas capazes de auxiliar pessoas e grupos sociais historicamente excluídos a terem maior autonomia implantando sistemas de tratamento de baixo custo por conta própria ou a partir de políticas públicas e/ou do apoio da iniciativa privada.

Acredita-se que é possível, mesmo utilizando tecnologias de baixo custo, obter resultados satisfatórios referentes à eficiência de tais tecnologias para o tratamento de esgoto doméstico quando comparado com os resultados provenientes do uso de sistemas consagrados e amplamente utilizados no Brasil e no mundo como, por exemplo, o tanque séptico (fossa séptica) e o reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanquet).

Neste sentido, a presente pesquisa aprofundou-se em duas tecnologias de tratamento de esgoto. O objetivo foi avaliar a eficiência da Fossa Séptica Econômica (FSE) e do reator anaeróbio de fluxo ascendente (em inglês Upflow Anaerobic Sludge Blanquet ou UASB) de baixo custo quanto ao processo de tratamento do esgoto

sanitário unifamiliar, tendo em vista identificar vantagens e desvantagens de suas aplicações no meio rural.

Tanto a FSE quanto o reator UASB são sistemas de tratamento anaeróbio, sendo que para avaliar a performance destes, os parâmetros mais importantes são a eficiência e os custos (VAN HAANDEL et al., 2006). Em consideração aos custos, ambos os sistemas escolhidos são versões econômicas (vide Material e métodos – Capítulo 1 e 2), utilizando materiais alternativos e de baixo custo quando comparado a materiais comumente usados. Quanto a eficiência, usualmente expressa como remoção de matéria orgânica em termos de Demanda Química de oxigênio (DQO), sistemas anaeróbios são simples, com pouca ou nenhuma mecanização (VAN HAANDEL et al., 2006).

O reator UASB apresenta performance melhor que demais sistemas anaeróbios, sendo o sistema de tratamento preferido no Brasil, porém menos comum em pequena escala (SANTOS et al., 2017; VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994), sendo estudado seu uso para o tratamento de efluentes unifamiliar apenas eventualmente (COELHO et al., 2004). Já a fossa séptica é usada em quase todos os sistemas locais (descentralizados e/ou unifamiliar), independente do fluxo diário de águas residuárias ou sua concentração. Isso ocorre devido a ser um sistema barato e de operação e manutenção simples, além de suportar choques de cargas hidráulicas e orgânicas, podendo reduzir os volumes de lodo em até 40% (NARS; MIKHAEIL, 2015).

A presente tese encontra-se organizada em três capítulos, sendo o primeiro constituído de uma revisão bibliográfica para embasamento do assunto, seguido de dois capítulos constituídos por artigos científicos com objetivos específicos. O primeiro artigo analisa a eficiência da tecnologia social denominada FSE no tratamento de esgoto de duas residências localizadas em área rural; enquanto o segundo artigo analisa a eficiência de um reator UASB de baixo custo no tratamento de esgoto proveniente apenas do vaso sanitário de uma residência localizada na área rural.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A presente revisão bibliográfica tem a finalidade de apresentar informações relativas ao tema desta pesquisa fornecendo melhor embasamento teórico para o desenvolvimento de sua discussão.

APROPRIAÇÃO DE CONHECIMENTOS E IMPLANTAÇÃO DE TECNOLOGIA SOCIAL

Moradores de áreas rurais, agricultores/as e assentados/as da reforma agrária, ao estabelecerem parcerias com o poder público – e/ou universidades e/ou ONGs –, participam junto a estas instituições de programas e projetos que possibilitam o desenvolvimento de tecnologias, tanto no que diz respeito à produção agrícola, ao beneficiamento e comercialização de seus produtos quanto que contribuam para a melhoria de suas condições de saneamento básico e saúde. A discussão das teorias que autores como Dagnino (2009) e a Rede de Tecnologia Social (RTS) apresentam sobre o conceito de tecnologia social contribui significativamente para o enfoque aqui dado à tecnologia. Apesar de apresentarem perspectivas diferenciadas, os conceitos servem de base para a construção do conhecimento nesta área e subsidiam esta pesquisa em meio à escassez de estudos específicos sobre a implantação de FSE.

O termo tecnologia social compreende “produtos, técnicas e metodologias de caráter reaplicável que são desenvolvidas por meio de um processo interativo com as comunidades e podem propiciar transformações sociais” (RTS, 2005, p. 1). Deve atender, então, aos quesitos de simplicidade, baixo custo, fácil aplicabilidade (e reaplicabilidade) e impacto social comprovado.

Singer e Kruppa (2004, p. 92) definem a tecnologia social como as “técnicas e metodologias transformadoras desenvolvidas na interação com a população, que representam soluções para inclusão social”, concedendo enfoque na perenidade das transformações alcançadas na construção da autonomia das populações atendidas, combatendo efetivamente a desigualdade social.

Outros autores mencionam metodologias transformadoras que emergem de atividades de interação coletiva e são apropriadas pela população, de forma que “representam soluções para inclusão social e melhoria das condições de vida” (OTERO; JARDIM, 2004, p. 131).

Já o conceito trazido por Dagnino (2009, p. 103) relaciona tecnologia social ao

processo de trabalho e à organização autogestionária dos/das trabalhadores/as, de modo que tal tecnologia é

(...) resultado da ação de um coletivo de produtores sobre um processo de trabalho que, em função de um contexto socioeconômico (que engendra a propriedade coletiva dos meios de produção) e de um acordo social (que legitima o associativismo), os quais ensejam, no ambiente produtivo, um controle (autogestionário) e uma cooperação (de tipo voluntário e participativo), permite uma modificação no produto gerado passível de ser apropriada segundo a decisão do coletivo.

Neste contexto, reitera-se a importância da participação plena dos/as demandantes no processo de construção de conhecimento e tecnologia, de modo que a construção deste tipo de tecnologia deve incorporar valores, interesses e saberes dos/as marginalizados/as, contrapondo, assim, o ideário ineficaz da transferência de conhecimento e tecnologia produzida pela comunidade de pesquisa (FREIRE, 1983).

Importante destacar que apesar de determinados grupos terem em comum a marginalização social, cada um apresenta características peculiares e demandas em diferentes áreas como na agricultura familiar, educação, habitação popular, energias alternativas, na coleta, separação e beneficiamento de resíduos, na produção e conservação de alimentos, recursos hídricos, saúde, meio ambiente entre outras (DAGNINO, 2009).

Acredita-se que essa tecnologia deve ser criada ou adequada a partir da realidade, dos conhecimentos, das necessidades e dos valores de tais grupos, ou seja, um dos desdobramentos ocasionados pelo acréscimo do termo “social” à tecnologia visa demarcar com quem e por quem estas tecnologias devem ser desenvolvidas voltando-se ao coletivo (FRANCESCHINI, 2012).

Esta pesquisa contribui na compreensão da perspectiva dos/as agricultores/as familiares, dos/das assentados/as da reforma agrária e moradores/as de baixa renda das áreas rurais do país, que fazem parte dos 59% da população rural que apresenta uma destinação de seu esgoto insatisfatória do ponto de vista sanitário e ambiental, por meio do uso de fossas rudimentares (45,3%) ou por não possuírem solução para o esgoto sanitário (13,6%) (BRASIL, 2012).

A importância da participação igualitária dos/as marginalizados/as na geração e produção de tecnologias sociais indica, segundo alguns autores, a necessidade do desenvolvimento de ferramentas de produção e gestão que permitam a superação

dos limites técnicos das organizações coletivas de trabalhadores/as tais como associações e cooperativas, ou até mesmo grupos informais (RUTKOWSKI; LIANZA, 2004).

Neste sentido caminham as iniciativas como a que viabiliza o trabalho da RTS e da Fundação Banco do Brasil (FBB), uma das mantenedoras da RTS. O Banco de Tecnologias Sociais da FBB possui mais de 570 experiências de desenvolvimento de tecnologias sociais no Brasil cadastradas com informações que orientam sua implantação e a troca de conhecimentos com os seus responsáveis diretos. Grande parte das iniciativas cadastradas associam-se direta ou indiretamente ao tema da água e do saneamento básico.

De acordo com Dias (2011), as problemáticas relacionadas à escassez e à qualidade da água são distintas, numerosas e de natureza complexa e sociotécnica. Desta maneira, a busca de ações para solucionar os problemas desta natureza, no âmbito das tecnologias sociais, serão derivadas de processos sociotécnicos complexos, pois envolverão a compreensão, além da tecnologia em si, das condições técnicas e sociais dos locais nos quais estas tecnologias serão desenvolvidas e utilizadas.

Segundo o autor, para esta diversa gama de problemas têm sido implementadas diversas soluções sociotécnicas com a utilização de tecnologias criativas, simples e, muitas vezes, embasadas em conhecimentos tradicionais. O autor afirma que muitas são as experiências que obtiveram, ou não, sucesso em países subdesenvolvidos e em desenvolvimento, o que ele buscou sistematizar com o objetivo de subsidiar políticas públicas que contribuam para o desenvolvimento destas tecnologias.

Ao ressaltar a importância da participação ativa das comunidades no desenvolvimento de tecnologias sociais para a produção de conhecimento, planejamento e monitoramento de ações, Dias (2011) levanta também a importância de alianças, formação de redes, de articulações que promovam ações complementares e da participação governamental nestes processos, destacando experiências no Paquistão e no Zimbábue.

No início de 1980, foi implementado no Paquistão um projeto na cidade de Orangi, cujos resultados foram divulgados em recomendações adotadas posteriormente em programas semelhantes. Este projeto buscava promover a construção de uma rede de esgoto na cidade em conjunto com a comunidade e foi

bem-sucedido, posto que após vinte anos de sua implementação ainda era liderado pela comunidade e já beneficiava o correspondente a cerca de 90% da população total de Orangi (DIAS, 2011).

Na experiência de comunidades rurais do Zimbábue, para solucionar ou contornar os problemas de escassez e contaminação da água utiliza-se uma tecnologia chamada “bomba Bush tipo B”, reconhecida como uma destacada solução sociotécnica que, assim como o projeto do Paquistão, teve no apoio e na manutenção dos canais de comunicação com as agências governamentais as condições para sua viabilidade e divulgação, garantindo ainda seu funcionamento do ponto de vista sociotécnico (DIAS, 2011).

Partindo do pressuposto de que estas iniciativas tecnológicas representam em conjunto um grande potencial de transformação social – para além de serem ótimas intervenções em determinadas realidades –, o autor aponta para a necessidade de superar a noção de que a produção de tecnologias esteja restrita a profissionais ou ao conhecimento científico a eles associado, pois as comunidades, os trabalhadores, as cooperativas, os movimentos sociais, as ONGs e outros atores são fundamentais no processo de produção de tecnologias e conhecimentos para o desenvolvimento social como um todo.

Especificamente na área de tratamento de esgoto em área rural, a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) recebeu o prêmio de tecnologia social da Fundação Banco do Brasil pelo desenvolvimento da tecnologia nomeada Fossa Séptica Biodigestora (FSB). Juntamente com a FSB, o Clorador EMBRAPA, para águas de abastecimento, e o Jardim Filtrante, para águas cinzas, compõem as principais tecnologias propostas pela empresa para o saneamento rural (NOVAES et al., 2006).

Além dessas tecnologias, a bacia de evapotranspiração e o vermifiltro (vermicompostagem) também podem ser consideradas tecnologias alternativas e de baixo custo para o tratamento de esgoto sanitário unifamiliar em áreas isoladas.

Neste contexto, verificou-se que a FSE ainda requer estudos para apontar soluções quanto à destinação dos efluentes e a realização de análises mais complexas no que se refere à eficiência e sua capacidade de promover o tratamento do esgoto sanitário (SERAFIM; DIAS, 2013). Desta forma, apoiando-se no que foi indicado por estes autores e na importância de tecnologias para o tratamento de esgoto unifamiliar em áreas isoladas, o presente trabalho abordou o estudo da

eficiência da FSE e do reator UASB de baixo custo no tratamento deste tipo de efluente.

Assim, acredita-se que a produção de conhecimentos que aliam teoria e prática, tal como esta pesquisa propõe, auxilia na construção de soluções técnicas, fomenta melhorias em termos de qualidade ambiental, saúde pública, equidade social e também em termos de aspecto territorial, sobretudo no que diz respeito ao saneamento básico voltado às populações rurais de baixa renda por meio da oferta de tecnologias de baixo custo para o tratamento do esgoto descentralizado de maneira a contribuir para o desenvolvimento rural sustentável.

ÁGUAS RESIDUÁRIAS E O TRATAMENTO DESCENTRALIZADO

Populações assentadas precisam de 100 L por pessoa para manter condições mínimas de higiene e um padrão razoável de vida (MOHSEN, 2007). O uso da água dentro de uma residência pode ser diverso. Logo, as águas residuárias de uma residência podem ser proveniente de banho, lavagem de pátios/áreas, lavagem de roupas, pias (banheiro/cozinha), etc., contendo restos de cabelo, restos de alimentos, produtos de limpeza, além de fezes, urina e gordura (ANIL; NEERA, 2016). De acordo com sua origem essas águas residuárias domésticas podem ser divididas em diferentes fluxos de modo a facilitar o seu tratamento, ou ser tratada como um todo; caos mais comum no Brasil, onde prevalece o tratamento centralizado.

Entretanto, em situações em que infraestruturas não estão disponíveis (sem saneamento básico, nova área residencial ou áreas rurais), a segregação das águas residuárias domésticas pode ser aplicada levando a um tratamento orientado, máxima recuperação de recursos e reúso (KUJAWA-ROELEVELD; ZEEMAN, 2006). Com isso, dentro do saneamento descentralizado, distinguem-se duas situações: (1) tratamento de águas residuais domésticas totais e (2) tratamento de correntes de águas residuais separadas. Na separação de fontes, os fluxos de águas residuárias são separados de acordo com seu grau e tipo de poluição e com o potencial de reutilização de recursos. Diferentes graus de separação podem ser aplicados. Geralmente três tipos de águas residuais fluxos são distinguidos: água preta, água cinza e água da chuva (KUJAWA-ROELEVELD; ZEEMAN, 2006).

A água negra é a que apresenta maior concentração poluidora geralmente, pois é proveniente dos vasos sanitários sendo constituída principalmente por urina e fezes.

Apesar de quantidades elevadas de DQO, nitrogênio e fósforo, a composição/concentração pode variar de acordo com o volume de água de descarga (LOUSTARINEN; RINTALA, 2005; VAN VOORTHUIZEN et al., 2008; ZAMALLOA et al., 2013).

Os sanitários convencionais, muito comuns no Brasil, utilizam até 12 litros de água por descarga enquanto os sanitários de baixo volume de descarga utilizam apenas de 4 a 6 litros por descarga. Quanto mais as águas negras forem diluídas, maior o volume a ser tratado, armazenado, transportado e aplicado nos campos, com o mesmo valor nutricional (KUJAWA-ROELEVELD; ZEEMAN, 2006). Com isso, Infelizmente no Brasil, a água negra pode apresentar valores inferiores aos 5.000 mg.L⁻¹ de DQO geralmente encontrados na Europa (1 L por descarga em países onde se utiliza o sistema de vácuo), devido a diluição causada pela quantidade de água comumente utilizada nos sanitários - de 6 a 12 L (SLOMPO, 2018).

Devido ao teor de matéria orgânica muito elevada nas águas negras, o tratamento de água negra concentrada pode ser alcançado com êxito através do tratamento anaeróbio como, por exemplo, em reatores UASB (DE GRAAFF, 2010; ZAMALLOA et al., 2013). No entanto, a maioria dos estudos associados ao tratamento de água negra foram realizadas em escala laboratorial (SHARMA; KAZMI, 2015; WENDLAND et al., 2007; ZEEMAN et al., 2008).

A abordagem descentralizada beneficia-se das vantagens da separação de fontes, que disponibiliza sistemas simples de pequena escala e reutilização no local, que podem ser construídos em um curto período de tempo e ocasionalmente atualizados com novos desenvolvimentos tecnológicos (OPHER; FRIEDLER, 2016).

O tratamento de efluentes no local, ou seja, em cada residência, é um tipo muito comum de tratamento descentralizado. Nos Estados Unidos 60 milhões de pessoas utilizam algum sistema de tratamento no local, sendo cerca de 20 milhões de tanques sépticos convencionais (BRADLEY et al., 2002). Na Austrália, 12% da população usa tanques sépticos para o tratamento de efluentes residenciais (AHMED; NELLER; KATOULI, 2005). Na Alemanha, aproximadamente 15% da população usam sistemas de tratamentos locais (MEULER; PARIS; HACKNER, 2008). Outros países também empregam tais sistemas descentralizados, como o Canadá, Grécia, Turquia e Tanzânia (NASR; MIKHAEIL, 2015).

O tratamento descentralizado, portanto, desponta como uma alternativa por ser uma forma de saneamento menos intensiva em recursos e mais ecologicamente

sustentável, uma vez que se concentra no tratamento no local das águas residuais e na reciclagem e reutilização local dos recursos contidos nas águas residuais domésticas, sendo assim apropriados para comunidades de baixa densidade e condições variáveis do local, e suportando a produtividade agrícola (CAPODAGLIO, 2017; JAMSHIDI et al., 2014; MASSOUD; TARHINI, NASR, 2009; OPHER; FRIEDLER, 2016).

TRATAMENTO ANAERÓBIO

A digestão anaeróbica de águas residuárias deve ser uma tecnologia central empregada em sistemas de saneamento descentralizado, levando a economias significativas nos custos de investimento dos sistemas de esgotos (AIYUKI et al., 2006; KUJAWA-ROELEVELD; ZEEMAN, 2006; LUOSTARINEN et al., 2007).

O tratamento anaeróbio é um processo de tratamento biológico cuja evolução recente permitiu que tanto o esgoto quanto o lodo pudessem ser tratados em unidades para tal fim, em condições de elevado tempo de retenção celular. Fatores como a grande acumulação da biomassa no interior do reator, o melhor contato entre a biomassa e o despejo e a melhor atividade da biomassa são considerados para utilização de reatores anaeróbios. O lodo pode estar aderido a um material inerte de suporte ou estar suspenso, agregado na forma de floco ou grânulo. A este último dá-se o nome de Reator de Manta de Lodo de fluxo ascendente ou UASB (*Upflow anaerobic sludge blanket*) (JORDÃO; PESSÔA, 2009).

A digestão anaeróbia é um processo biológico no qual um consórcio de diferentes tipos de microrganismos, na ausência de oxigênio, promovem a transformação de compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) em produtos mais simples como metano e gás carbônico. Sendo que, nos reatores anaeróbios, a formação de metano é altamente desejável, uma vez que a matéria orgânica, geralmente medida como DQO, é efetivamente removida da fase líquida, pois o metano apresenta baixa solubilidade em água. Assim, a conversão dos compostos orgânicos em metano é eficaz na remoção do material orgânico, apesar de não promover a sua oxidação completa, como ocorre nos sistemas bioquímicos aeróbios (FORESTI et al., 1999).

Este processo de digestão ocorre em quatro fases subsequentes: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. No decorrer destas fases desenvolve-se

uma cadeia sucessiva de reações bioquímicas que, inicialmente, compreende o processo de hidrólise ou quebra das moléculas de carboidratos, proteínas e lipídios até a formação dos produtos finais, essencialmente gás metano e dióxido de carbono, deixando na solução aquosa subprodutos como amônia, sulfetos e fosfatos (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994; CHERNICHARO, 2008).

Para o tratamento anaeróbico de águas residuais com grande fração de material particulado, como é o caso das águas negras, a hidrólise é geralmente o fator limitante do processo. Para garantir uma eficiente hidrólise e metanogênese, tempos de retenção mais longos do lodo são necessários (KUJAWA-ROELEVELD; ZEEMAN, 2006).

Fossa Séptica Econômica

A fossa séptica, também conhecida como decanto-digestor ou tanque séptico, é um sistema de tratamento individual de efluentes, ou seja, para sistemas locais de tratamento (unifamiliar), muito utilizado em áreas carentes de rede coletora pública de esgoto sanitário devido à sua simplicidade e baixo custo. São provavelmente o sistema de tratamento mais aplicado no mundo para o tratamento de esgoto de residências individuais (ÁVILA, 2005; NARS; MIKHAEIL, 2015; VAN HAANDEL et al., 2006).

É definida, de acordo com a Norma Brasileira NBR 7229, como “unidade cilíndrica ou prismática retangular de fluxo horizontal para tratamento de esgotos por processos de sedimentação, flotação e digestão” (ABNT, 1993, p. 2). Portanto, são reatores utilizados para o tratamento anaeróbico de esgotos que cumprem, simultaneamente, várias funções: decantação, sedimentação e flotação dos sólidos, além de desagregação e digestão dos sólidos sedimentados (lodo) e do material flutuante (escuma), ocorrendo então a formação de uma biomassa anaeróbia (lodo anaeróbico) e biogás (composto principalmente por metano e dióxido de carbono) como consequência da digestão anaeróbia pelos microrganismos (ÁVILA, 2005; ZAGO; DUSI, 2018). Desta forma, nos reatores acontecem simultaneamente a remoção de sólidos sedimentáveis e sua digestão anaeróbia (ANDRADE NETO et al., 1999; CHERNICHARO, 2008; HARTMANN et al., 2009; VAN HAANDEL et al., 2006).

Podem ser construídos como uma única unidade ou dividido em duas ou mais partes. E o material de fabricação pode ser fibra de vidro, plástico, alvenaria ou concreto (VAN HAANDEL et al., 2006). E em função de parâmetros como geometria,

arranjo de câmaras, temperatura e condições de operação como a carga hidráulica e carga orgânica volumétrica aplicadas, as fossas sépticas podem alcançar entre 40% e 70% de remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e de 50% a 80% de remoção de sólidos suspensos totais (SST) (ANDRADE NETO et al., 1999a apud ÁVILA, 2005; Zago; Dusi, 2018).

Segundo a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 1993), mesmo com as limitações de construção e operação prestam importante serviço na diminuição de cerca de 30% do potencial poluidor dos esgotos gerados, sendo então responsáveis por uma redução de carga orgânica da ordem de 1,3 milhão de quilos de DBO/por dia, amenizando os impactos decorrentes da disposição inadequada do esgoto em valas a céu aberto, fossas “negras” e em corpos d'água (ANDREOLI; POMPEO, 2009).

Quanto à utilização destes reatores, Von Sperling (2005) afirma que, tanto no meio rural como em comunidades de pequeno porte, o sistema de tanque séptico tem sido amplamente utilizado devido à sua simplicidade construtiva, operacional e baixo custo. Leme (2010) ressalta que os tanques sépticos geralmente são utilizados para tratar esgotos de pequeno porte e que, embora as unidades com câmaras simples e únicas sejam muito utilizadas, o uso de sistemas com duas ou mais câmaras em série é recomendado para obtenção de maior eficiência no tratamento.

Apesar do amplo conhecimento sobre tanques sépticos, são poucos os trabalhos publicados no Brasil que abordam tecnologias alternativas e de baixo custo para o tratamento de esgoto unifamiliar, principalmente na área rural. Foram encontrados trabalhos relatando experiências sobre a Fossa Séptica Biodigestora (FSB)¹ criada pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) (TONETTI et al, 2018; LOFTI, 2016; SOARES et al., 2016a; SOARES et al. 2016b; LEONEL et al. 2013; PERES et al, 2010; FAUSTINO, 2007; NOVAES et al., 2002), sobre a FSE (POSTIGO et al., 2017; FRADE et al., 2017), sobre vermifiltração (MADRID, 2016) e sobre alagados construídos precedidos por uma FSE com apenas duas bombonas (SILVA et al., 2017).

1 Cabe destacar que a FSB, que também é uma tecnologia social premiada pela FBB, possui características similares a da FSE, igualmente sendo adequada para famílias de até cinco pessoas. Porém, utiliza três caixas d'água de 1000L, foi projetada para tratar apenas esgoto do vaso sanitário e para sua operação adequada é necessária a utilização de uma mistura de 20 litros, contendo 50% de água e 50% de esterco bovino a cada mês (Novaes et al., 2002).

Predomina, entre estes estudos, a ineficácia na obtenção de resultados conclusivos e condizentes sobre a eficiência da utilização de sistemas de baixo custo no tratamento descentralizado de esgoto unifamiliar no Brasil. Isso ocorre pois, em sua maioria, apresentam pouca amostragem do efluente (apenas uma ou duas amostras), e alguns analisam apenas parâmetros como coliformes e nutrientes do efluente, não abrangendo análises de remoção de carga orgânica (DBO5, DQO, SST), o que acaba comprometendo a disseminação dessas tecnologias de forma ampla e confiável em relação à sua eficiência global.

Dentre as alternativas citadas anteriormente, destaca-se a tecnológica de baixo custo para tratamento de esgoto unifamiliar conhecida como Fossa Séptica econômica (FSE). Por suas características, a seguir discutidas, tem recebido diferentes modalidades de reconhecimento, passando, por exemplo, a integrar o Banco de Tecnologias Sociais da Fundação Banco do Brasil, em que figura como finalista da edição 2011 do Prêmio de mesmo nome, sendo ainda certificada pela mesma entidade em 2013 (BANCO DO BRASIL, 2014a; 2014b).

A FSE trata-se de um sistema idealizado para tratar o esgoto sanitário de uma família e se assemelha a um tanque séptico de três câmaras em série. Foi idealizada pela Prefeitura Municipal de Caratinga (MG) e consiste em três bombonas de polietileno de 240 litros (com tampa rosqueada) e interligadas por tubos, os quais destinam o esgoto doméstico aos processos de floculação, sedimentação e biodigestão anaeróbia. E embora seja uma tecnologia simples, os conhecimentos científicos e tecnológicos envolvidos nas etapas de implantação e manutenção da FSE apresentam um significativo potencial de serem utilizados como embasamento para estudos posteriores, no sentido de apontar uma solução necessária para a considerável escassez de serviços de esgotamento sanitário existente na área rural do país, atingindo principalmente a população de baixa renda.

Um aspecto interessante deste projeto é a possibilidade de reaproveitamento de bombonas (usadas na importação de azeitonas) em uma concepção de valorização de resíduos, o que promove a diminuição dos custos associados a esta tecnologia. Segundo Serafim e Dias (2013), no que se refere à eficiência e sua capacidade de promover o tratamento do esgoto sanitário, a FSE requer estudos para apontar soluções quanto à destinação dos efluentes, além de ser premente a realização de análises mais complexas referentes à sua eficiência na remoção de matéria orgânica, ou seja, a eficiência deste sistema para tratar o esgoto unifamiliar. Por outro lado, esta

tecnologia apresenta uma eficiência um pouco maior que 80% na eliminação de resíduos orgânicos e patogênicos, embora ainda não estejam publicados artigos científicos que detalhem como tal resultado foi obtido.

Tal sistema gera um resíduo sedimentado (lodo), principalmente na primeira bombona. A sedimentação desse resíduo faz com que o sistema diminua sua eficiência ao longo do tempo. Existe uma estimativa do coordenador do programa da Prefeitura de Caratinga de que a cada sete anos as fossas devam ser limpas (SERAFIM; DIAS, 2013). Para este tipo de efluente recomenda-se que tal seja despejado em valas de infiltração e que árvores frutíferas e/ou de alta capacidade de absorção de água do solo, como bananeiras, por exemplo, sejam plantadas ao seu redor, sendo assim realizado, de certa forma, um reaproveitamento do efluente como fertilizante/adubo para tais plantas.

A disposição do lodo, que é constituído essencialmente por matéria orgânica, no solo permite incorporar a este uma quantidade apreciável de matéria orgânica disponibilizando nutrientes a este, podendo até mesmo aumentar a fertilidade dos solos (MELFI; MONTES, 2001; MIRANDA, 1995). A reutilização de efluentes provenientes do tratamento de esgotos na agricultura, que é uma prática comum em muitos países (SAADI et al., 2006; FONSECA et al., 2007) oferece, ainda, vantagens do ponto de vista da proteção do ambiente na medida em que proporciona a redução ou elimina o descarte deste aos corpos hídricos (FAUSTINO et al., 2007; MIRANDA, 1995).

Reator UASB

Inicialmente, o reator UASB foi desenvolvido na Holanda, na década de 1970, por meio de trabalhos empreendidos pela equipe do Prof. Gatze Lettinga, na Universidade de Wageningen. No Brasil, o sistema é utilizado desde a década de 1980, sendo possível verificar experiências bem sucedidas em municípios localizados nos estados do Paraná, São Paulo, Paraíba, Bahia e Minas Gerais (CHERNICHARO et al., 1999).

Dentre as tecnologias de tratamento de esgoto anaeróbio, o reator UASB é promissor, especialmente em países em desenvolvimento que geralmente têm climas quentes. Em locais de clima quente, característica da maioria dos municípios brasileiros, a opção pelo uso deste tipo de reator pode apresentar inúmeras vantagens em relação aos processos aeróbios convencionais. De fato, o reator UASB representa

um dos melhores processos de tratamento anaeróbico desenvolvidos até agora (AIYUKI et al., 2006).

No que diz respeito ao tratamento anaeróbio, o Reator UASB tem se destacado pelo menor consumo energético e menor produção de lodo comparado a sistemas aeróbios mecanizados (CHERNICHARO, 2006, 2007; LIU et al., 2003). O UASB é altamente recomendado para a remoção de alta carga orgânica, como é o caso das águas negras; e é considerado uma tecnologia efetiva para o tratamento descentralizado (ZEEMAN et al. 2008).

Dentre os seus benefícios está também o fato de se tratar de um sistema compacto, com baixo requisito de área; o seu baixo custo de implantação e operação; apresentação de satisfatória eficiência na remoção da demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5) e demanda química de oxigênio (DQO) entre 65 e 75% e possibilidade de rápido reinício, mesmo após longas paralisações (CHERNICHARO et al., 1999).

Por outro lado, existe a possibilidade de emanção de maus odores, além da baixa capacidade de tolerar cargas tóxicas, o elevado tempo necessário para a partida e a necessidade de uma etapa de pós-tratamento evidenciam aspectos negativos deste tipo de sistema (CHERNICHARO et al., 1999).

O tratamento do efluente dentro do reator UASB, ocorre na ausência de oxigênio livre, em uma unidade de fluxo ascendente que possibilita o transporte das águas residuárias através de uma região que apresenta elevada concentração de microrganismos anaeróbios (biomassa anaeróbia), denominada lodo anaeróbio. Assim, durante o fluxo ascendente, o efluente passa por meio de um leito de lodo denso depositado no fundo do tanque, passando por um lodo mais disperso e leve localizado mais próximo ao topo do reator (manta de lodo). Resultando em um lodo com atividade elevada e com adequadas propriedades de sedimentação. Tendo como uns dos principais subprodutos da degradação anaeróbia da matéria orgânica, o biogás, que é constituído de metano (CH_4) e dióxido de carbônico (CO_2) (CHERNICHARO et al., 1999; CHERNICHARO, 2007, 2008; LETTINGA et al., 1991; LIMA, 2006; PASSEGGI et al., 2012; PASSIG, 2005).

Além da característica de não possuir nenhum tipo de material suporte, o reator UASB apresenta na parte superior um dispositivo (defletor) destinado à sedimentação de sólidos e à separação das fases sólida-líquida-gasosa. Esse dispositivo é responsável pelo retorno de lodo e conseqüentemente pela garantia do alto tempo de

detenção celular do processo (LIMA, 2006). Esse defletor, portanto, é definido como um:

(...) dispositivo de separação de gases e sólidos localizado na parte superior do reator. O principal objetivo deste dispositivo é a separação dos gases contidos na mistura líquida, de tal forma que uma zona propícia à sedimentação seja criada no extremo superior do reator (CHERNICHARO, 2008, p. 145).

Nas propriedades rurais que não possuem energia elétrica, o biogás produzido na digestão anaeróbia dentro dos reatores, pode ser utilizado no funcionamento de diversos equipamentos, além de ser também fonte de energia alternativa. Tais usos são possíveis devido às propriedades de sua constituição, que compreende entre 55 e 65% de Metano (CH_4), de 35 a 45% de Gás Carbônico (CO_2) e o restante de Nitrogênio (N), Hidrogênio (H), Oxigênio (O) e Gás Sulfídrico (H_2S) (Chernicharo, 2008; Lucas et al., 2009). Sendo que dentre os constituintes do biogás somente o metano é combustível e, por isto, em termos energéticos, melhor será a qualidade do biogás quanto maior for o seu percentual de metano. Chernicharo et al. (1999) afirmam que, no caso do tratamento de esgotos domésticos, os teores de metano no biogás geralmente são da ordem de 60 a 80%.

De acordo com Chernicharo (2008), Cassini (2003) e Foresti et al. (1999), os principais fatores que devem ser controlados para que não interfiram no processo de digestão anaeróbia nos biodigestores e na produção do biogás são: nutrientes, temperatura, alcalinidade e pH, teor de água e impermeabilidade ao ar.

CAPÍTULO 1 – ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DA FOSSA SÉPTICA ECONÔMICA NO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO EM ÁREA RURAL

Resumo

No Brasil, quase dois terços da população rural não tem acesso a um saneamento adequado, levando riscos à saúde da população. Sistemas de tratamento centralizados em áreas rurais e em países em desenvolvimento apresentam um alto custo, tornando atrativo o uso de sistemas descentralizados. Sendo assim, o uso de fossas sépticas para o tratamento individual (unifamiliar) dentro do contexto do saneamento brasileiro é muito importante. Tradicionalmente, fossas sépticas têm sido o sistema mais comum de tratamento de águas residuárias no local, devido principalmente à sua estrutura e funcionalidade simples, sendo muito comum em áreas rurais de países em desenvolvimento. Com isso, o objetivo do presente estudo foi analisar a eficiência da tecnologia social denominada Fossa Séptica Econômica no tratamento de esgoto de duas residências localizadas em área rural. Dois sistemas foram instalados: o primeiro operou com uma vazão de $371,5 \text{ L.dia}^{-1}$, TDH de 1,77 dias e foi monitorado por 223 dias tratando o esgoto sanitário de uma residência com três moradores; o segundo operou com uma vazão de 83 L.dia^{-1} , TDH de 7,95 dias e foi monitorado por 244 dias tratando apenas as águas do vaso sanitário de uma residência com cinco moradores. A carga orgânica volumétrica do primeiro sistema foi de $0,56 \text{ kg.DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ e do segundo foi de $0,29 \text{ kg.DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. Foram realizadas análises laboratoriais de amostras do afluente e da saída dos sistemas. Primeiramente os dados foram analisados de forma descritiva, por meio de gráficos e medidas resumo. Para avaliar a eficiência foi realizado o teste t – student e obtidos os intervalos de confiança. As eficiências de remoção foram de $77,0 \pm 23,7\%$ e $76,2 \pm 18,9\%$ para o parâmetro SST, $58,4 \pm 22,1\%$ e $55,3 \pm 19,2\%$ para DBO_5 e $63,0 \pm 22,9\%$ e $60,0 \pm 15,6\%$ para DQO, respectivamente para a FSE de Botucatu/SP e de Bauru/SP. As eficiências de remoção em relação aos parâmetros analisados mostraram-se próximas, indicando que o sistema apresenta um desempenho satisfatório operando tanto com esgoto apenas do vaso sanitário (altas concentrações) como com esgoto sanitário (concentrações médias).

Palavras-chave: Tratamento de esgoto unifamiliar; Tratamento de esgoto rural; Baixo custo; Tecnologia social; Água negra.

Abstract

In Brazil, almost two thirds of the rural population does not have access to adequate sanitation, posing risks to the health of the population. Centralized treatment systems in rural areas and in developed countries present a high cost, making the use of decentralized systems attractive. Therefore, the use of septic tanks for individual treatment (single-family) within the context of Brazilian sanitation is very important. Traditionally, septic tanks have been the most common system of wastewater treatment onsite, mainly due to their simple structure and functionality, being very common in rural areas of developing countries. With this, the objective of the present study was to analyze the efficiency of the social technology called Economic Septic Tank in the treatment of sewage of two residences located in rural area. Two systems were installed: the first one operated with a flow rate of $371.5 \text{ L}\cdot\text{day}^{-1}$, TDH of 1.77 days and was monitored for 223 days treating the sanitary sewage of a residence with three residents; the second one operated with a flow rate of $83 \text{ L}\cdot\text{day}^{-1}$, TDH of 7.95 days and was monitored for 244 days treating only the water of the toilet of a residence with five residents. The organic volumetric loading of the first system was $0.56 \text{ kg}\cdot\text{COD}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ and the second was $0.29 \text{ kg}\cdot\text{COD}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$. Laboratory analyzes of affluent and effluent samples were performed. First, the data were analyzed in a descriptive way, by means of graphs and summary measures. To evaluate the efficiency, the t - student test was performed and the confidence intervals were obtained. The removal efficiencies were $77.0 \pm 23.7\%$ and $76.2 \pm 18.9\%$ for the SST parameter, $58.4 \pm 22.1\%$ and $55.3 \pm 19.2\%$ for BOD and $63.0 \pm 22.9\%$ and $60.0 \pm 15.6\%$ for COD, respectively for Botucatu/SP and Bauru / SP. The removal efficiencies in relation to the analyzed parameters were shown to be close, indicating that the system performs satisfactorily with both sewage from the toilet (high concentrations) and sanitary sewage (average concentrations)

Keywords: Single-family sewage treatment; Rural sewage treatment; Low cost; Social technology; Black Water.

1.1 INTRODUÇÃO

Em muitos países em desenvolvimento, grande parte da população, mesmo em áreas urbanas, não tem acesso a um sistema de esgoto para a coleta de águas residuais domésticas (COELHO et al., 2004). No Brasil, 14 milhões de pessoas fazem parte da agricultura de base familiar, ou seja, mais de 60 % dos agricultores, ou ainda 75% dos estabelecimentos agrícolas. Quase dois terços dessa população rural não tem acesso a um saneamento adequado. E devido à localização – longe de centros urbanos – é comum nessas propriedades o uso de fossas rudimentares (fossa "negra", poço, buraco, etc.), que contaminam águas subterrâneas além da contaminação dessa população, por doenças veiculadas pela urina, fezes e água, como hepatite, cólera, salmonelose e outras (BRASIL, 2012; CAMPOS et al., 2017; FAUSTINO et al., 2007; NOVAES et al., 2002; SOUSA; ANTONELLI, 2010).

O tratamento doméstico de águas residuais nas áreas rurais é importante para prevenir a poluição dos ambientes aquáticos e cuidar da saúde da população. Nestes casos normalmente são aplicados sistemas de tratamento no local, sendo o tanque séptico clássico (ST) o mais amplamente empregado (COELHO et al., 2004). Sistemas de tratamento centralizados em áreas rurais e em países em desenvolvido apresentam um alto custo, tornando atrativo o uso de sistemas descentralizados, ou seja, de tratamento destas águas residuárias no local (BRIX; ARIAS, 2005; NASR; MIKHAEIL, 2015; OLADOJA; ADEMOROTI, 2006; TIDAKER; SJOBERG; JONSSON, 2007).

Concomitante a estes fatos está a escassez de conhecimento acumulado sobre a utilização de esgotos sanitários na agricultura e sobre o papel da compostagem de lodo de tanque séptico como alternativa para tratá-lo e usá-lo na produção agrícola de forma segura. No entanto, para suprir tal lacuna de conhecimento, é preciso atenção para o estudo e desenvolvimento de tecnologias simples e de baixo custo voltadas ao tratamento de esgotos e considerando a heterogeneidade da sociedade brasileira (BASTOS et al., 2003; ANDREOLI, 2009; CHERNICHARO, 2008).

Essa realidade vai ao encontro da Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico e para a política federal de saneamento básico, e das diretrizes do Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB), que estabelece uma abordagem específica da dimensão tecnológica

para as comunidades rurais no sentido de cobrir o déficit de infraestrutura física de saneamento básico nessas regiões, tendo em vista as condições socioeconômicas de tais comunidades (BRASIL, 2007, 2014). O “Manual de Saneamento” da Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) também apresenta soluções individuais para o tratamento de esgoto sanitário em áreas isoladas: privada higiênica com fossa seca, para o caso de domicílios sem abastecimento de água, e tanque séptico e bacia de evapotranspiração para domicílios com abastecimento de água (BRASIL, 2015). Sendo assim, o uso de fossas sépticas para o tratamento individual (unifamiliar) dentro do contexto do saneamento brasileiro é muito importante e tem enorme abrangência devido à ausência de redes coletoras (Cordeiro, 2010).

Tradicionalmente, fossas sépticas têm sido o sistema mais comum de tratamento de águas residuárias no local, devido principalmente à sua estrutura e funcionalidade simples, sendo muito comum em áreas rurais de países em desenvolvimento (TAIT et al., 2013).

Existem diversos tipos de fossas, o uso de Fossas Sépticas Biodigestoras (FSB), por exemplo, é barato e eficaz para o tratamento de esgoto em áreas rurais (CAMPOS et al., 2017). Também chamados de tanques séptico (TS), estes sistemas têm sido o sistema de tratamento, em escala unifamiliar, mais largamente aplicado, há mais de um século (SANTOS et al., 2017) sendo aplicáveis a pequenas comunidades, grupos individuais ou pequenos de habitações áreas rurais (e algumas periurbanas e urbanas) que não são conectados a uma rede de esgoto principal ou onde os custos de instalação e manutenção tornam as técnicas de tratamento convencionais impraticáveis (CORDEIRO, 2010; METCALF & EDDY, 2016; WITHERS et al., 2014).

Tratando-se de tecnologias de baixo custo para tratamento de esgoto unifamiliar, a Fossa Séptica Econômica (FSE) idealizada pela Prefeitura Municipal de Caratinga (MG) (Serafim; Dias, 2013) é uma alternativa interessante. Esta consiste em três bombonas de polietileno de 240 litros (com tampa rosqueada) interligadas por tubos, os quais destinam o esgoto doméstico aos processos de floculação, sedimentação e biodigestão anaeróbia.

Tal sistema gera um resíduo sedimentado (lodo), principalmente na primeira bombona, o que faz com que o sistema diminua sua eficiência ao longo do tempo caso a limpeza não seja realizada (retirada do lodo excedente), sendo sugerido sua realização a cada sete anos para e reestruturar sua eficiência inicial (Serafim; Dias,

2013).

Tanto o lodo como o líquido gerado podem ser reaproveitados como adubos na agricultura. O líquido, por exemplo, pode ser despejado em valas de infiltração, onde árvores frutíferas e/ou de alta capacidade de absorção de água do solo, como bananeiras, por exemplo, podem ser plantadas ao seu redor. Isso faria possível então o reúso deste efluente como fertilizante, evitando assim o uso de água potável para tais fins, tornando o tratamento mais sustentável. Outro reaproveitamento presente é o das bombonas (usadas na importação de azeitonas) em uma concepção de valorização de resíduos, o que promove a diminuição dos custos associados a esta tecnologia.

Tendo em vista lacuna de estudos por tecnologias sociais ou tecnologias alternativas com resultados conclusivos e condizentes sobre a eficiência da utilização de sistemas de baixo custo no tratamento descentralizado de esgoto unifamiliar no Brasil, o objetivo do presente estudo foi analisar a eficiência da tecnologia social denominada Fossa Séptica Econômica no tratamento de esgoto de duas residências localizadas em área rural.

1.2 MATERIAL E MÉTODOS

Os sistemas de tratamento de Fossa Séptica Econômica (FSE) foram instalados em dois locais distintos de modo a comparar sua eficiência. O primeiro foi instalado em Botucatu, São Paulo, localizado na colônia Olaria, na Fazenda Lageado. E o segundo foi instalado em Bauru, São Paulo, em um assentamento da reforma agrária (Assentamento Horto-Aimorés). Enquanto que a FSE de Botucatu/SP tratava todas as águas residuárias de uma residência, com exceção da máquina de lavar (efluente misto); a FSE de Bauru/SP tratava as águas residuárias provenientes do vaso sanitário de uma residência (água negra).

Procedeu-se ao longo deste trabalho com a instalação de duas FSE a partir da realização de um curso teórico-prático voltado à população local. O curso foi elaborado com base em experiências anteriores do pesquisador, estando estruturado em momentos de construção de saberes teóricos e práticos. Na parte teórica abordou-se a falta de tratamento de esgoto em áreas rurais e as possíveis consequências para a saúde das famílias que lá habitam, bem como os princípios de funcionamento da FSE. Ao longo dos encontros práticos foram instaladas as duas FSE por meio de

regime de mutirão, que contou com a participação de estudantes dos cursos de engenharia civil, ambiental e agrônômica, bem como de agricultores da região de Botucatu/SP (uma FSE instalada na Fazenda Lageado) e de assentados do município de Bauru/SP (instalada no Assentamento Horto-Aimorés).

As análises propostas realizaram-se no Laboratório de Recursos Hídricos e no Laboratório de Qualidade da Água, ambos do Departamento de Engenharia Rural da Faculdade de Ciências Agrárias (FCA) da Unesp de Botucatu/SP, em parceria com o Laboratório de Saneamento do Departamento de Engenharia Civil da Unesp de Bauru/SP.

As análises dos parâmetros pH, DQO, DBO₅, SST, Nitrogênio, Fósforo e coliformes foram realizadas de acordo com metodologia descrita no Standard Methods for the examination of Water and Wastewater (AWWA/APHA/WEF, 2012).

A DQO foi realizada de acordo com o método espectrofotométrico (DR Hach - Refluxo fechado) (Método 5220-D) sendo utilizado o efluente bruto (sem filtrar), resultando por tanto na DQO total. A DBO₅ também foi realizada com o efluente bruto (sem filtrar) de acordo com a metodologia simplificada do equipamento BOD Trak™ II.

Foram analisados apenas os sólidos totais em suspensão (Gravimétrico-Filtração em membrana – Método 2540 D), sendo portanto o efluente filtrado em membrana de 1,2 µm.

O Nitrogênio Total (N_{total}) (Método 4500-N) e o Fósforo Total (P_{total}) (Método 4500-P B e E) foram analisados com o objetivo de avaliar a transformação de nutrientes pelo sistema de tratamento.

Para avaliar a remoção de bactérias patogênicas, foi realizada análise de *Escherichia coli* (*E. coli*), utilizando o Colilert® e Quanti-Tray/2000®.

1.2.1 Instalação dos sistemas, coleta de dados

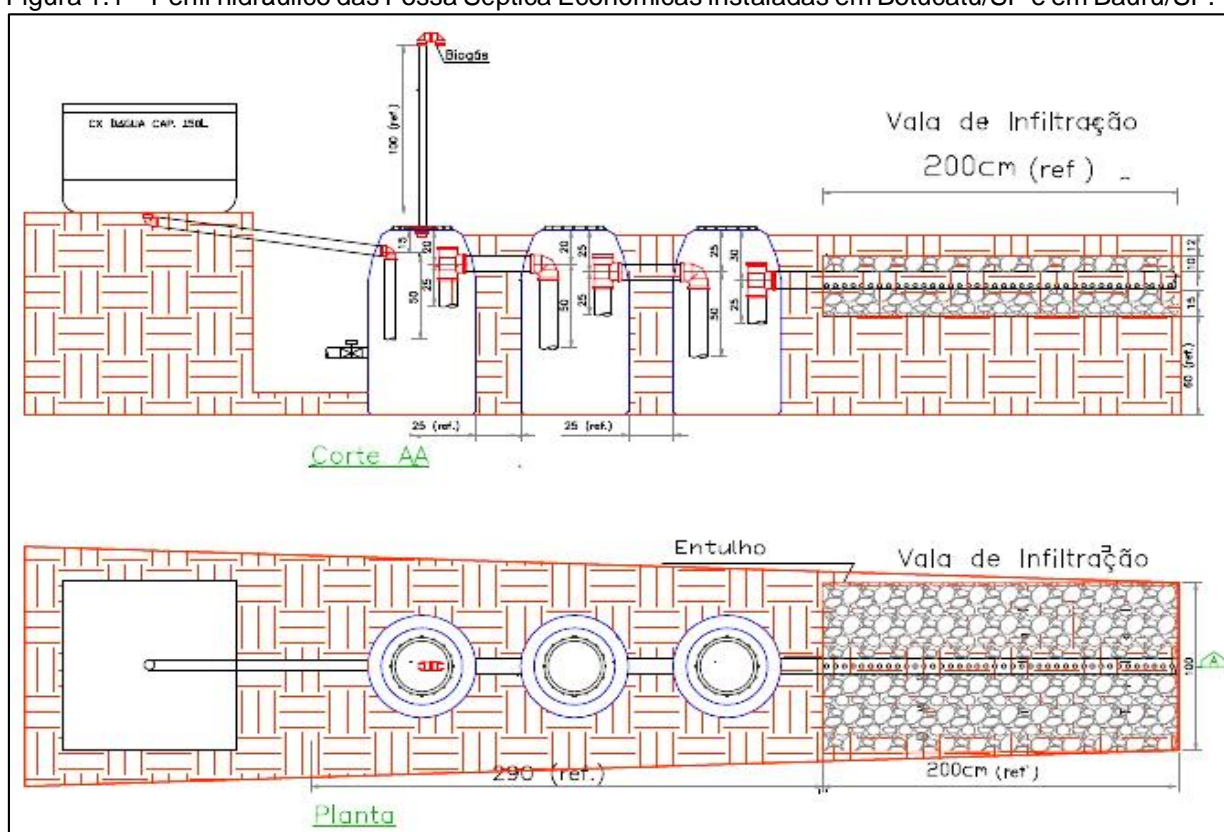
Para a realização do presente estudo, a instalação das duas FSE ocorreram por meio de ação de mutirão como culminância de curso de formação de caráter teórico e prático da UNESP, conforme citado anteriormente.

O sistema de tratamento escolhido para estudo, a Fossa Séptica Econômica (Figura 1.1) foi dimensionado para o tratamento de esgoto doméstico unifamiliar, ou seja, de apenas uma única família/residência.

O sistema era precedido por uma caixa medidora de vazão (300 L em Botucatu/SP e 150 L em Bauru/SP), utilizada também para coletar as amostras referentes ao esgoto que entra no sistema antes deste ir para o tratamento. O efluente então era direcionado à FSE, composta por três bombonas em série (220 L útil cada). Ao final o efluente era disposto em uma vala de infiltração.

Para amenizar a interferência da ação da água da chuva (resfriamento) e da variação da temperatura ambiente ao processo de biodigestão anaeróbia, as três bombonas que compõem a FSE ficaram semienterradas no solo, proporcionando o isolamento térmico pretendido.

Figura 1.1 – Perfil hidráulico das Fossa Séptica Econômicas instaladas em Botucatu/SP e em Bauru/SP.



Fonte: IKEDA, 2016.

As bombonas possuem um raio de 60 cm e altura de 1,03 m, totalizando um volume aproximado de 290 L. Porém, como nas extremidades superior e inferior há um estreitamento em relação ao raio, este volume teórico não representa seu volume real. Desta forma adotou-se o volume de 240 L, seguindo as orientações do fabricante, conforme a Figura 1.2. O volume útil de, aproximadamente, 220 L foi obtido descontando-se a altura do nível do esgoto até a tampa da altura total.

Figura 1.2 – Indicação do volume da bombona pelo fabricante.



Fonte: Próprio autor, 2018.

Como visualizado na Figura 1.1, realizou-se a instalação de um registro a 1/3 da altura total da primeira bombona (34,3 cm) para que fosse possível a retirada do lodo. A bitola (diâmetro) do registro é de 60 mm, para evitar entupimentos no sistema.

A opção de instalar o registro a 1/3 da altura total da primeira bombona é proveniente das recomendações encontradas na literatura, que indicam a retirada de 2/3 do volume de lodo no momento da limpeza para que o 1/3 restante sirva como inóculo para a próxima partida do sistema.

Seguindo as recomendações de Chernicharo (2001), o efluente da FSE foi disposto em uma vala de infiltração de 2 m de comprimento e 30 cm de largura. Foi utilizado um cano de PVC de 100 mm com furos ao longo de sua extensão para que o efluente possa percolar. Em seu leito, foi utilizado resíduos da construção civil ao invés de pedra britada, tendo em vista a reutilização de materiais e a redução o custo do sistema. Na Figura 1.3 é possível observar o sistema já instalado no solo.

Figura 1.3 – Fossa Séptica Econômica (FSE) após instalação em Botucatu/SP.



Fonte: Próprio autor, 2016.

A Tabela 1.1 apresenta o custo do sistema sem a caixa medidora de vazão, que só é necessária para fins de pesquisa. Importante destacar que essa cotação foi realizada em outubro de 2016 no município de Bauru/SP, incidindo sobre os valores eventuais tarifas específicas da região.

Tabela 1.1 – Relação de materiais e custo para implantação da FSE.

Material	Bitola (Diâmetro)	Qtde	Preço unitário (R\$)	Preço total (R\$)
Te 90° PVC (un.)	DN 100	3	7,30	21,90
Joelho 90° PVC (un.)	DN 100	3	3,50	10,50
Flange Cx. d'água PVC (un.)	DN 40	1	7,90	7,90
Joelho 90° PVC (un.)	DN 40	1	3,29	3,29
Tubo PVC (6m)	DN 100	2	42,90	85,80
Tubo PVC (m)	DN 40	1,2	7,60	9,12
Bombona de PEBD	-	3	66,67	200,00
			Total	338,51

PVC - Policloreto de polivinila

PEBD - Polietileno de Baixa Densidade

O cálculo da vazão de ambos os sistemas, Botucatu/SP e Bauru/SP, foi realizado de acordo com a Equação 1.1:

$$Q = \frac{1}{n} \times \sum_{i=1}^n Q_i \quad (1.1)$$

Onde:

Q = vazão média (L/h);

n = número de dias de leitura;

Q_i = vazão nos dias de leitura (L/h).

Após a medida da vazão, é possível determinar o tempo de detenção hidráulica do sistema, que foi calculado por meio da Equação 1.2:

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad (1.2)$$

Onde:

V = volume total do sistema (L);

Q = vazão média (L/dia)

A taxa de aplicação volumétrica (TAV) foi calculada de acordo com a Equação 1.3:

$$TAV = \frac{Carga}{Vútil} \quad (1.3)$$

Onde:

Carga = Concentração do parâmetro analisado x vazão

Vútil = 220L x 3 = 660L

1.2.1.1 Fossa Séptica Econômica de Botucatu/SP

A Fossa Séptica Econômica em Botucatu/SP foi instalada na colônia Olaria, na Fazenda Lageado. Entretanto, no dia anterior de sua instalação, o pesquisador, acompanhado pelos engenheiros ambientais João Gabriel Thomaz Queluz e Murilo Dias Postigo, ministrou um curso teórico-prático intitulado “Implantação de sistemas de tratamento de esgoto de baixo custo em propriedades rurais”, culminando no mutirão para implantação do sistema de FSE em uma residência rural da localidade no dia 31 de agosto de 2016.

No local em que o sistema foi instalado, segundo Carvalho et al. (1983), o solo

é classificado como solo litólico, atualmente neossolo litólico de acordo com os critérios do Sistema Brasileiro de Classificação de Solo (EMBRAPA, 2006). Este tipo de solo caracteriza-se por ser um solo raso, com presença de calhaus e cascalhos e textura franco siltosa (Embrapa, 2006). Apesar de sua textura e de ser raso, apresenta boa permeabilidade em função da presença dos cascalhos.

Na residência, a FSE recebe todas as águas residuárias, com exceção da máquina de lavar, sendo a carga de esgoto proveniente de duas pessoas adultas e uma criança. A vazão média foi medida por meio do método volumétrico na caixa instalada a montante da FSE (Figura 1.4). A média foi obtida a partir de leituras com intervalos de 24 horas durante um mês para posterior cálculo.

Figura 1.4 – Caixa de medição da vazão e coleta de amostras do esgoto afluyente da FSE de Botucatu/SP.



Fonte: Próprio autor, 2016.

O cálculo da vazão (Q), do tempo de retenção hidráulica (TDH) e da taxa de aplicação volumétrica (TAV) foram realizados seguindo as equações anteriormente citadas. Considerando, para este sistema, V = volume total do sistema (660 L), o sistema trabalhou com uma vazão média de $Q = 371,5 \text{ L.dia}^{-1}$ e $\text{TDH} = 1,77$.

As coletas era realizadas na caixa medidora de vazão, sendo esta considerada o afluyente do sistema e o efluente era coletado na saída da terceira bombona. Em um primeiro momento foram realizadas duas coletas seguidas de análises isoladas (em 29/11/2016 e 28/03/2017). Posteriormente, procedeu-se com a coleta de dados quinzenalmente no período entre 10/05/2017 e 19/12/2017, totalizando 223 dias em que foram realizadas 18 coletas. Convém observar que todas as coletas eram realizadas sempre às 9 h da manhã e que no total foram realizadas 20 coletas para

cada ponto.

1.2.1.2 Fossa Séptica Econômica de Bauru/SP

A Fossa Séptica Econômica de Bauru/SP foi instalada no Assentamento Horto-Aimorés no dia 05 de novembro de 2016, por meio de um mutirão realizado durante a parte prática do curso teórico-prático intitulado “Tecnologias sociais e tratamento de esgoto de baixo custo em propriedades rurais”, ministrado pelo pesquisador em parceria com o Prof. Dr. Gustavo Henrique Ribeiro e o engenheiro ambiental Murilo Dias Postigo.

De acordo com Mapa Pedológico do Estado de São Paulo (ROSSI, 2017) o solo do local é classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo, distrófico típico (baixa fertilidade), textura média e relevo suave ondulado, caracterizado por ser um solo profundo e homogêneo entre os horizontes (EMBRAPA, 2006). Por apresentar textura média e homogeneidade entre os horizontes (sem camadas de impedimento), tem-se que a infiltração é favorecida neste tipo de solo, apresentando um boa permeabilidade. O solo profundo, pode favorecer o uso da vala de infiltração como pós-tratamento, pois pode ocorrer uma maior filtração das substâncias remanescentes pelas camadas do subsolo antes que o efluente atinja o lençol freático.

A FSE de Bauru/SP recebe o esgoto proveniente apenas do vaso sanitário, que é utilizado por cinco pessoas adultas e uma criança. Deste modo, a FSE trabalha com o que é chamado de água negra, composta principalmente por fezes e urina. No Brasil a água negra se diferencia do que comumente é encontrado em artigos, onde é referenciado geralmente uma DQO de 5.000 mg.L⁻¹, devido ao volume de água utilizado nos sanitários – de 6 a 12 L de água por descarga. Essa diferença ocasiona uma diluição na água negra, chegando a valores em torno de 2.000 mg.L⁻¹ (SLOMPO, 2018).

A vazão média foi medida por meio do método volumétrico utilizando a caixa medidora de vazão (150 L) (Figura 1.5). A média foi obtida a partir de leituras com intervalos de 24 horas durante um mês para posterior cálculo.

O cálculo da vazão (Q,) do tempo de retenção hidráulica (TDH) e da taxa de aplicação volumétrica (TAV) foram realizados seguindo as equações anteriormente citadas. Considerando, para este sistema, V = volume total do sistema (660 L), o sistema trabalhou com uma vazão média de $Q = 83,0 \text{ L.dia}^{-1}$ e $TDH = 7,95$.

As coletas era realizadas na caixa medidora de vazão, sendo esta considerada o afluente do sistema e o efluente era coletado na saída da terceira bombona. Inicialmente procedeu-se com duas coletas seguidas de análises isoladas, uma em 15/12/2016 e outra em 01/02/2017. Entre 06/04/2017 e 06/12/2017, totalizando 244 dias, foram realizadas quinzenalmente a coleta de dados, resultando em 18 repetições do mesmo procedimento. As coletas eram realizadas sempre às 8h da manhã e no total foram realizadas 20 coletas de cada ponto.

Figura 1.5 – Caixa para medição de vazão e coleta de amostras do esgoto afluente da FSE de Bauru/SP.



Fonte: Próprio autor, 2016.

1.2.2 Análise estatística dos dados

A análise estatística foi feita para os parâmetros SST, DBO₅ e DQO, pois para estes foram realizadas um maior número de coletas (20 amostras de cada).

Previamente ao tratamento dos dados obtidos durante as análises, foi realizada uma preparação dos dados por meio da remoção de valores incongruentes (outliers) com uso do método Box-plot do Microsoft Excel e, os dados perdidos em decorrência de algum erro no momento da coleta ou da análise em laboratório, foram descartados do tratamento estatístico.

No sistema de Botucatu/SP, três dados em relação ao parâmetro de eficiência de remoção de SST e um dado em relação ao parâmetro de eficiência de remoção de DQO foram descartados. Assim, foram analisadas 17 amostras referentes ao parâmetro SST, 19 amostras do parâmetro DQO e 20 amostras do parâmetro DBO₅.

Já para o sistema de Bauru/SP, em relação à eficiência de SST, três dados foram descartados e um foi eliminado pelo método Box-plot, considerado outlier. Em relação à eficiência de DBO₅, um dado foi descartado e em relação ao parâmetro DQO um dado foi descartado e um foi eliminado pelo método Box-plot, considerado outlier. Desta forma, foram analisadas 16 amostras referentes ao parâmetro SST, 19 do parâmetro DBO₅ e 18 do parâmetro DQO.

Os resultados de cada parâmetro foram resumidos de forma descritiva por meio de média, desvio padrão, valores máximos e mínimos, além de apresentação gráfica por meio de gráficos de barra e de linhas.

Para comparação entre a concentração de entrada e saída dos parâmetros SST, DBO₅ e DQO, o teste t–student para amostras independentes foi utilizado, considerando o teste preliminar para avaliar a igualdade de variâncias (Teste F para homogeneidade de variâncias).

Além disto, foram realizados os cálculos da eficiência de cada parâmetro bem como seus respectivos intervalos de 95% de confiança.

Foram elaborados gráficos de dispersão entre eficiência e taxa de remoção volumétrica (TRV) com a taxa de aplicação volumétrica (TAV) para esses três parâmetros. Posteriormente, foram ajustados os respectivos modelos de regressão linear simples.

Todos os resultados analíticos foram realizados considerando um nível de significância de 5%.

1.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Esta seção apresenta os resultados obtidos durante a realização da pesquisa, destacando que primeiramente é apresentada a análise de eficiência do sistema e, na sequência, os resultados da análise estatística.

1.3.1 Vazão e Tempo de detenção hidráulica

Como citado na seção 1.2.1, a vazão média na FSE de Botucatu/SP foi de

371,5 L.dia⁻¹, o que equivale a 15,48 L.h⁻¹, com TDH de 1,77 dias, e na FSE de Bauru/SP a vazão média foi de 83,0 L.d⁻¹, o que equivale a 3,46 L.h⁻¹, com TDH de 7,95 dias. Como a FSE de Botucatu/SP trata a água residuária de 3 pessoas e a de Bauru/SP de 6 pessoas (incluindo crianças), a vazão média por habitantes foi de 123,8 L.d⁻¹.hab⁻¹ e 13,84 L.d⁻¹.hab⁻¹.

Comparando estes valores com os da NBR 7229 (ABNT, 1993), tem-se que o da FSE de Botucatu/SP (TDH = 1,77 dia) aproxima-se do TDH de 1 dia recomendado para tanque sépticos que recebem uma contribuição de até 1500 L de esgoto por dia. Já a FSE de Bauru/SP (TDH = 7,95 dias) apresenta um TDH que se distancia muito do estabelecido pela norma, fato que pode ter contribuído para a maior sedimentação ocorrida na primeira bombona desta FSE quando comparada com a FSE de Botucatu/SP (vide seções 1.3.4 e 1.3.9 sobre DQO e DBO₅ e acúmulo e gestão do lodo, respectivamente).

Na literatura, o TDH varia bastante, desde poucas horas (6 a 12 h) (SANTOS et al., 2017) a até 72 h (NASR; MIKHAEIL, 2013; 2015). Sendo a escolha pelo melhor TDH uma função das características construtivas da fossa e da qualidade da água residuária a ser tratada.

1.3.2 Caracterização do esgoto doméstico afluyente

As Tabelas 1.2 e 1.3 apresentam os resultados dos valores médios dos parâmetros utilizados para caracterizar as água residuárias afluentes nas duas FSE.

Utilizando como referência os valores descritos em Metcalf & Eddy (2016), o afluyente da FSE de Botucatu/SP, que é composto por todas as águas residuárias da residência, exceto a da máquina de lavar roupas (também conhecida como efluente misto), apresenta, de acordo com os autores, a DQO e os Sólidos Suspensos Totais (SST) com concentração média e a DBO₅, o nitrogênio total (N_{total}) e o fósforo total (P_{total}) com concentração alta.

Tabela 1.2 – Caracterização da água residuária da FSE de Botucatu/SP.

Parâmetro	Média ± Desvio Padrão
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	397,9 ± 162,5
DQO (mg.L ⁻¹)	924,4 ± 474
SST (mg.L ⁻¹)	382,3 ± 247,8
N _{total} (mg.L ⁻¹)	221,80 ± 114,82
P _{total} (mg.L ⁻¹)	20,58 ± 7,86
pH	8,49 ± 0,54
<i>E. coli</i> (NMP.100mL ⁻¹)	5,92E+07 ± 4,33E+07

Tabela 1.3 – Caracterização da água residuária da FSE de Bauru/SP.

Parâmetro	Média ± Desvio Padrão
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	716,6 ± 165,8
DQO (mg.L ⁻¹)	2331,4 ± 1314
SST (mg.L ⁻¹)	784,4 ± 414,2
N _{total} (mg.L ⁻¹)	352,94 ± 134,92
P _{total} (mg.L ⁻¹)	67,80 ± 19,52
pH	6,74 ± 2,08
<i>E. coli</i> (NMP.100mL ⁻¹)	1,74E+07 ± 2,18E+08

Já o afluente da FSE de Bauru/SP, de acordo com os mesmos autores, caracteriza-se como de alta concentração, tendo em vista que este é uma água negra, ou seja, uma água residuária proveniente somente do vaso sanitário da residência. Portanto, é normal que a DQO da FSE de Bauru/SP seja maior que a de Botucatu/SP, como também seja necessário uma maior TDH para obter a mesma eficiência de remoção de matéria orgânica comparado a este, independente da vazão aplicada.

1.3.3 Análise do pH

A digestão anaeróbia tem como faixa ótima de pH entre 6,5 e 7,5 (CHERNICHARO, 2008; METCALF & EDDY, 2016). No sistema de Botucatu/SP, os valores medidos (Tabela 1.4) estão dentro da faixa considerada adequada para a ocorrência da digestão anaeróbia (CHERNICHARO, 2008; FORESTI et al., 1999), sugerindo que não houve excessiva acumulação de ácidos orgânicos dentro da unidade de tratamento (SHARMA; KAZMI, 2015). Porém, no sistema de Bauru/SP (Tabela 1.5), os valores obtidos estão abaixo da faixa ótima para a ocorrência deste tipo de digestão, indicando um possível desequilíbrio da digestão anaeróbia.

Tabela 1.4 – Valores individuais de pH da entrada e saída e o valor médio na FSE de Botucatu/SP.

Análises	pH	
	Entrada	Saída
1ª análise	8,7	-
7ª análise	8,5	6,9
8ª análise	8,5	7,1
9ª análise	8,6	7,4
10ª análise	8,7	7,6
11ª análise	8,9	6,8
12ª análise	8,0	7,2
13ª análise	8,1	7,1
14ª análise	8,7	6,8
15ª análise	7,1	7,3
16ª análise	9,2	7,6
17ª análise	8,8	7,8
18ª análise	8,9	7,7
19ª análise	7,8	7,7
20ª análise	8,9	7,7
Média ± Desvio Padrão	8,5 ± 0,5	7,3 ± 0,4

Tabela 1.5 – Valores individuais de pH da entrada e saída e o valor médio na FSE de Bauru/SP.

Análises	pH	
	Entrada	Saída
1ª análise	8,9	7,9
2ª análise	8,9	7,8
3ª análise	7,9	8,7
4ª análise	8,8	7,9
5ª análise	8,7	7,9
6ª análise	5,6	5,5
7ª análise	5,1	5,1
8ª análise	4,6	4,6
9ª análise	5,3	5,3
10ª análise	4,7	4,8
11ª análise	-	6,0
12ª análise	5,4	5,5
13ª análise	-	-
14ª análise	4,7	4,9
15ª análise	5,6	5,3
16ª análise	2,5	2,5
17ª análise	8,6	7,5
18ª análise	8,5	7,2
19ª análise	8,5	7,3
20ª análise	8,9	7,6
Média ± Desvio Padrão	6,7 ± 2,1	6,3 ± 1,6

Deste modo, a FSE de Botucatu/SP, apresentou uma maior estabilidade do processo, enquanto que em Bauru/SP, a FSE pode ter apresentados desequilíbrios

devido à grande variação de carga orgânica na entrada (ocorrência esperada por se tratar de uma unidade unifamiliar para tratamento de água negra). O meio ácido, pode ter inibindo determinados organismos responsáveis pela digestão anaeróbia da matéria orgânica (CHERNICHARO, 2008; FORESTI et al., 1999), afetando a eficiência do sistema para remoção de SST, DQO, DBO5 etc.

No entanto, como não houve diferenças significativas do pH durante o processo de tratamento, é possível concluir que houve capacidade de tamponamento da água residuária (ABBASSI et al., 2018).

1.3.4 Eficiência de remoção de demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅) e de demanda química de oxigênio (DQO)

A Figura 1.6 apresenta as concentrações de entrada e saída de DBO5 do sistema de Botucatu/SP, enquanto que a Figura 1.7 apresenta as relativas eficiências de remoção. Já na Figura 1.8 é apresentado as concentrações de entrada e saída de DBO5 do sistema de Bauru/SP e a Figura 1.9, suas relativas eficiências de remoção.

A carga orgânica média aplicada foi de 0,37 kg.DQO.d⁻¹ para Botucatu/SP e de 0,19 kg.DQO.d⁻¹ para Bauru/SP, sendo a carga orgânica volumétrica de 0,56 kg.DQO.m⁻³.d⁻¹ para Botucatu/SP e de 0,29 kg.DQO.m⁻³.d⁻¹ para Bauru/SP. Assim, apesar de apresentar maior concentração de matéria orgânica, a taxa aplicada na FSE de Bauru/SP foi muito menor, devido ao maior TDH utilizado (Botucatu/SP = 1,77 e Bauru/SP = 7,95 dias), acarretando também uma baixa vazão de operação.

A matéria orgânica presente pode ser estimada pelo cálculo da razão DBO5 para DQO. O valor médio desta razão foi de 0,4 para Botucatu/SP e de 0,3 para Bauru/SP, o que indicou uma melhor adequação da FSE de Botucatu/SP para o tratamento biológico (METCALF & EDDY, 2016).

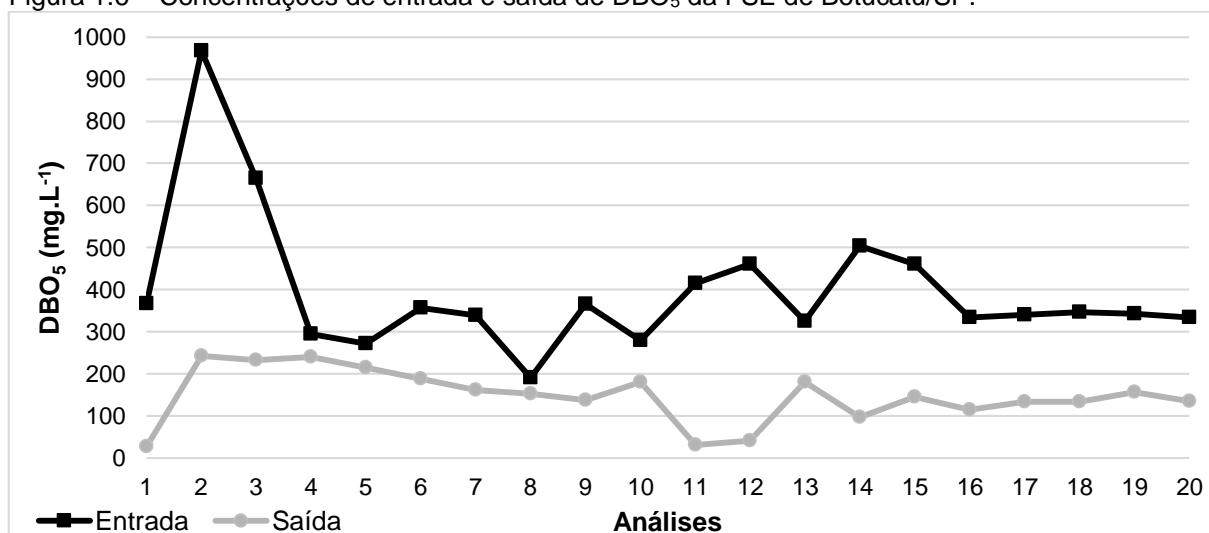
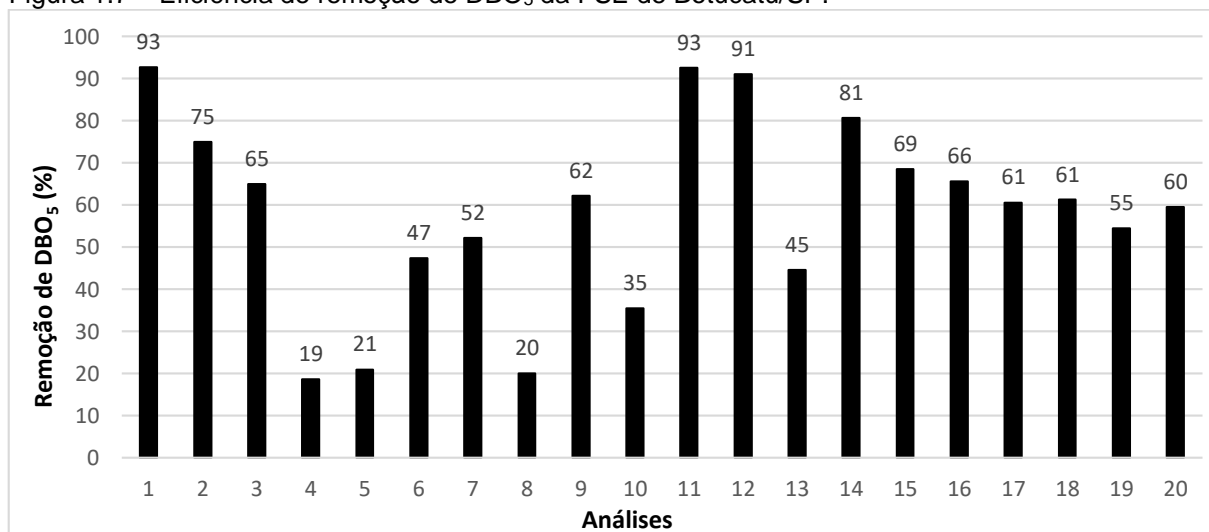
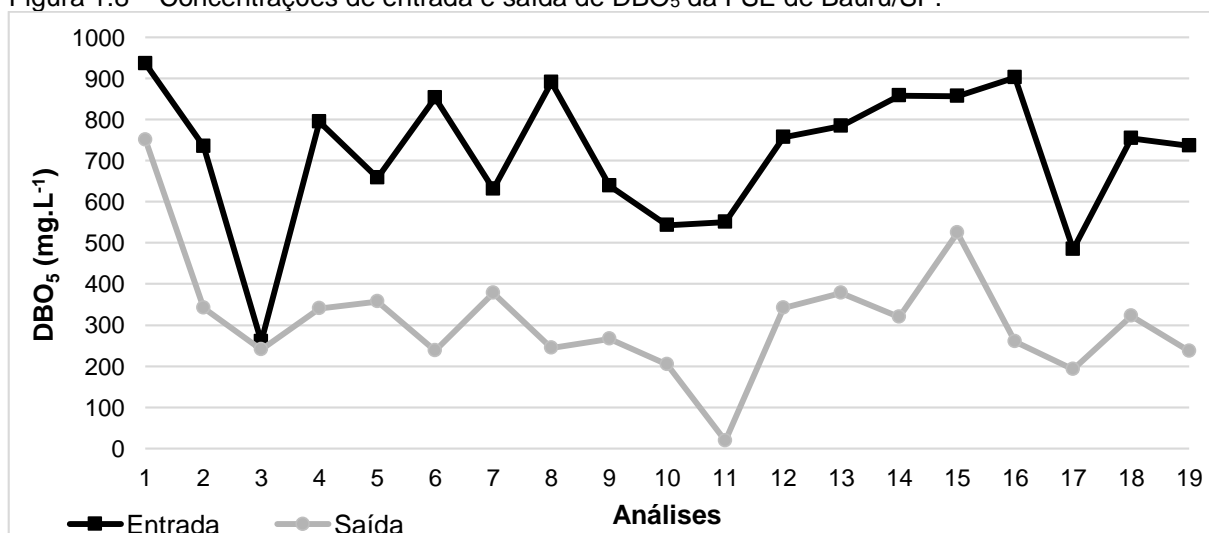
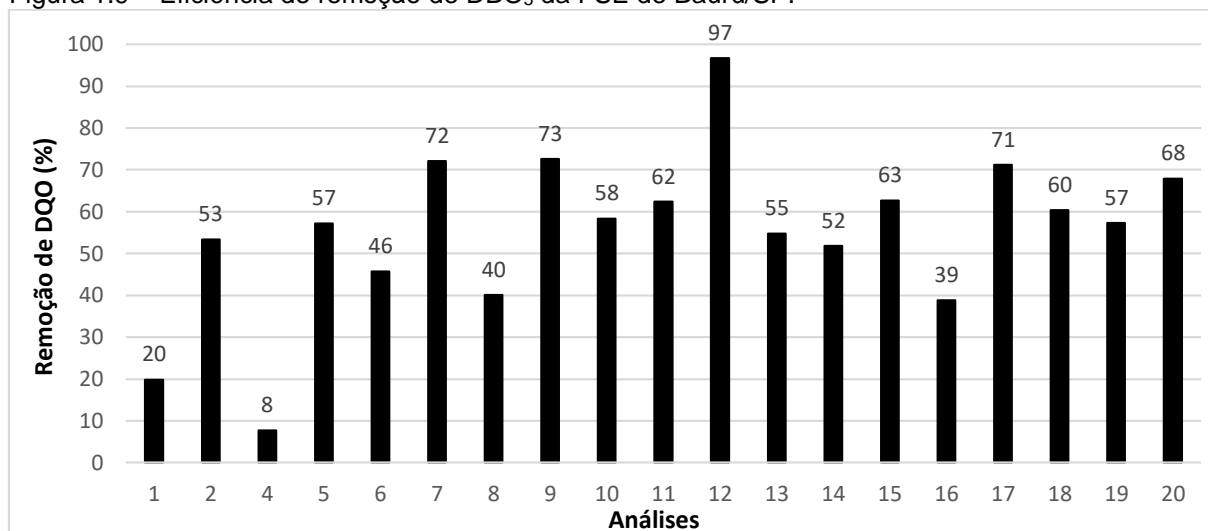
Figura 1.6 – Concentrações de entrada e saída de DBO₅ da FSE de Botucatu/SP.Figura 1.7 – Eficiência de remoção de DBO₅ da FSE de Botucatu/SP.Figura 1.8 – Concentrações de entrada e saída de DBO₅ da FSE de Bauru/SP.

Figura 1.9 – Eficiência de remoção de DBO₅ da FSE de Bauru/SP.

Apesar dessa característica, ambos os sistemas apresentaram uma eficiência média de remoção de DBO₅ próximas, sendo que Botucatu/SP apresentou uma eficiência média de remoção de DBO₅ de $58,4 \pm 22,1\%$, enquanto que $55,3 \pm 19,2\%$ no sistema de Bauru/SP. Logo as eficiências obtidas podem ser consideradas satisfatórias, já que normalmente apenas cerca de 40% do DBO₅ é removido em fossas sépticas (MEULER; PARIS; HACKNER, 2008).

Por se tratarem de sistema de tratamento no local, ou seja, unifamiliar e de pequena vazão, é comum observar variações nos valores individuais de entrada, sendo esta variação mais acentuada para a FSE de Bauru/SP, devido ao fato desta tratar uma água negra (vaso sanitário) de uma única família, operando com uma menor vazão e maior carga média de DBO₅ aplicada. Essa variação acaba refletindo em uma instabilidade na eficiência de remoção avaliada em porcentagem de remoção. No entanto, salienta-se que a concentração de saída da DBO₅ se manteve mais estável frente a variação na entrada do sistema, evidenciando a estabilidade do sistema e sua capacidade de suportar variações.

Dados da FUNASA indicam eficiências médias de remoção de DBO₅ para tanques sépticos entre 30 e 45% (BRASIL, 2015), sendo que tais índices variam nos diferentes estudos, como em Chernicharo (2008), que indicia entre 30 e 55%, Von Sperling (2005) com valores entre 30 e 35%, e Andrade Neto et al. (1999) indicando eficiências entre 40 e 70% destoando dos outros dois autores. De acordo com estes autores, ao estudar um tanque séptico com duas câmaras em série, Oliveira (1983) alcançou uma eficiência de 75% na remoção de DBO₅, enquanto que Além Sobrinho

e Said (1991) encontraram uma remoção de 66% em pesquisa com decantadores em série.

Moussavi et al. (2010), obtiveram uma eficiência de remoção de DBO₅ de 85% com TDH de 24h, valor muito maior do que o encontrado nas FSE desta pesquisa e na bibliografia básica consultada, utilizando um TDH menor do que os das FSE desta pesquisa.

Sharma e Kazmi (2015) ao avaliarem um reator compacto anaeróbio de duas câmaras (decantador primário seguido por um filtro anaeróbio ascendente), com volume útil total de 1.200 L, empregado para o tratamento de esgoto sanitário de uma única residência com cinco habitantes, possuindo um TDH de em torno de 48h e operado por um ano, obtiveram uma remoção média de 69% de DBO₅ (valor médio do esgoto bruto de $382 \pm 80 \text{ mg.L}^{-1}$ e efluente tratado de $123 \pm 51 \text{ mg.L}^{-1}$). O motivo de tal eficiência ser maior do que as encontradas nas FSE deste trabalho pode estar atrelado ao fato de que há, na segunda câmara um filtro anaeróbio, o que incrementa a remoção de matéria orgânica deste reator, diferentemente das FSE utilizadas no presente estudo, que são três câmaras idênticas em série. Tal fato indica que a utilização de um meio suporte na última bombona das FSE, criando uma característica de filtro na mesma, poderia ser uma forma de incrementar este sistema, tendo em vista com isto, a busca do aumento da sua eficiência global.

Nasr e Mikhaeil (2013) fizeram um estudo comparativo do tratamento de águas residuais domésticas utilizando tanques sépticos convencionais em três diferentes TDHs; 24, 48 e 72 h com cargas orgânicas de 0,321, 0,436 e 0,885 kg.DQO.m⁻³.d⁻¹, respectivamente. O desempenho das fossas sépticas nos três TDHs foi satisfatório, com remoção de DBO₅ de 68,4%, 57%, 53,5%, para os TDH de 24, 48 e 72h, respectivamente.

Os resultados obtidos nestes trabalhos sobre tanques sépticos são, em alguns casos superiores aos encontrados nas FSE deste estudo. Porém, vale ressaltar que estes usaram ou TDH superiores ou volumes de reatores superiores, com vazões e cargas orgânicas diferentes, tornando inadequadas as comparações com os resultados obtidos na presente pesquisa.

Postigo et al. (2017) analisou uma FSE e obteve uma eficiência de remoção de DBO₅ de 47,1%. Neste trabalho foi realizada apenas uma amostragem também com as coletas sendo realizadas na primeira e na terceira bombona.

Madrid (2016) que realizou um estudo tratando esgoto misto em um vermifiltro

obteve uma remoção de DBO5 de 61%. Tal valor aproxima-se da FSE de Botucatu, que também tratou de um efluente misto, porém com uma vazão de 371 L.dia⁻¹, enquanto que o vermifiltro operou com vazão de 35 L.dia⁻¹. Apesar desta diferença de vazão e de tratar-se de outro tipo de sistema (biorreator aeróbio), os dois apresentam as características de ter baixa vazão e ser de baixo custo.

Portanto, de acordo com dados apresentados, considera-se que os valores encontrados nas duas FSE são adequados pois estão dentro da eficiência esperada e remoção de DBO5 para este tipo de sistema.

Com relação a DQO, é apresentado na Figura 1.10 as concentrações de entrada e saída de DQO do sistema de Botucatu/SP e na Figura 1.11, suas relativas eficiências de remoção. Enquanto que na Figura 1.12 é apresentado as concentrações de entrada e saída de DQO do sistema de Bauru/SP e na Figura 1.13 suas relativas eficiências de remoção.

As eficiências médias de remoção de DQO foram muito próximas, de $63,0 \pm 22,9\%$, na FSE de Botucatu/SP, e de $60,0 \pm 15,6\%$ na FSE de Bauru/SP. No entanto, os desvios padrões (variação) de Botucatu/SP foi maior que em Botucatu/SP. Tendo em vista os resultados obtidos para a DBO₅, de forma coerente, para o parâmetro DQO o sistema de Bauru/SP também apresenta uma maior variação nos valores de entrada e de saída devido as característica do efluente durante sua operação.

Figura 1.10 – Concentrações de entrada e saída de DQO da FSE de Botucatu/SP.

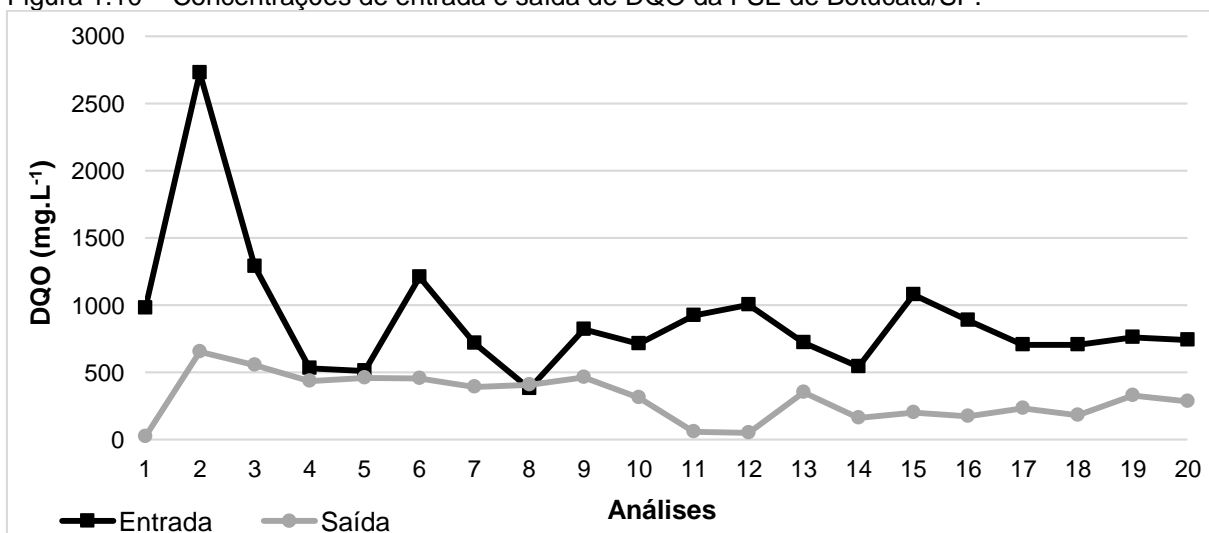


Figura 1.11 – Eficiência de remoção de DQO da FSE de Botucatu/SP.

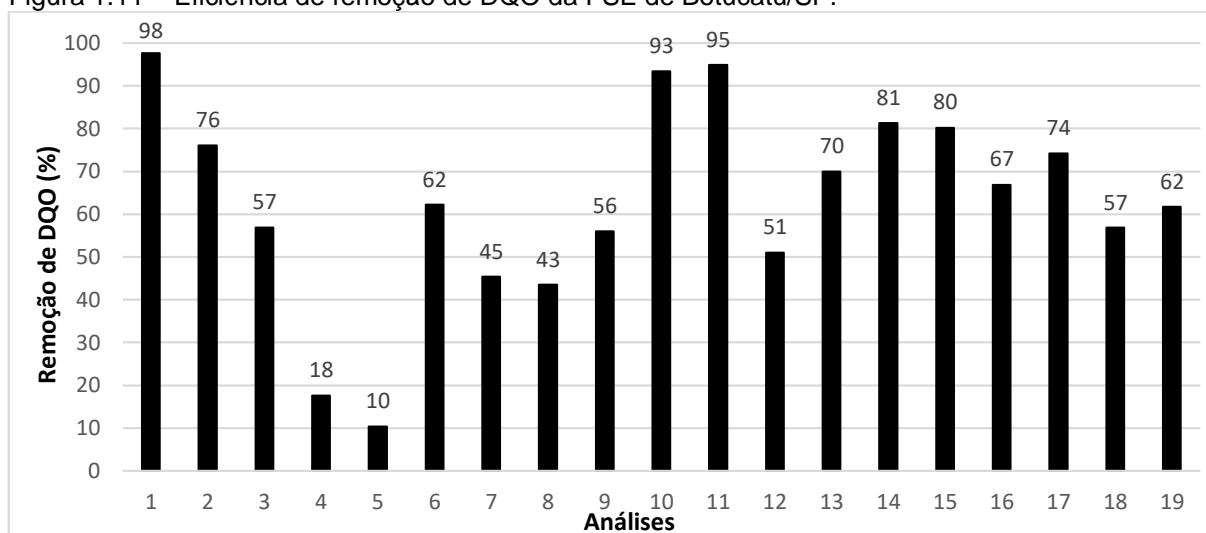


Figura 1.12 – Concentrações de entrada e saída de DQO da FSE de Bauru/SP.

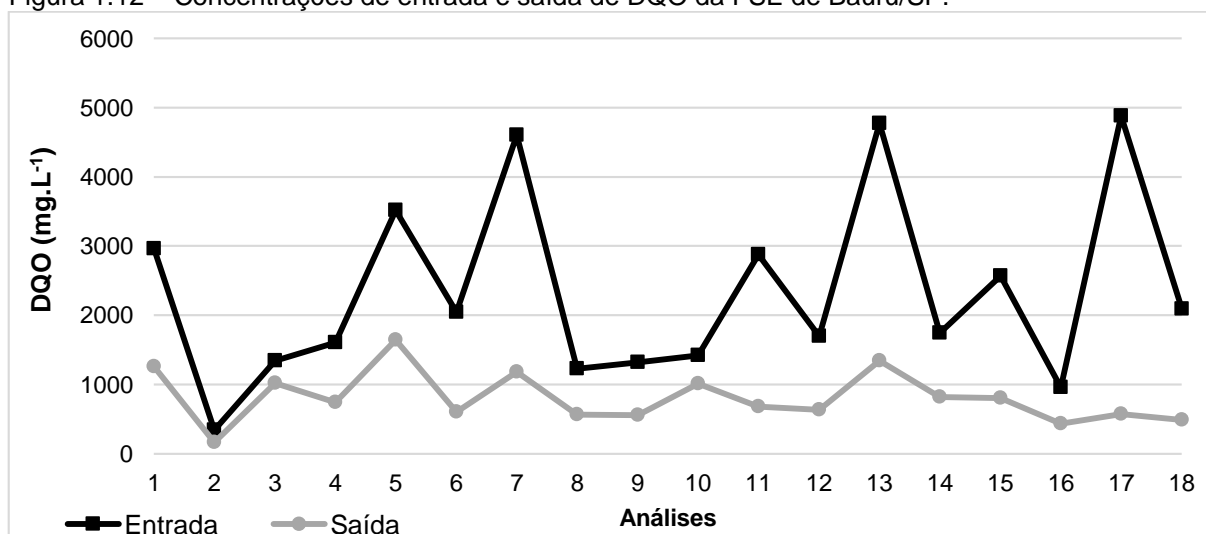
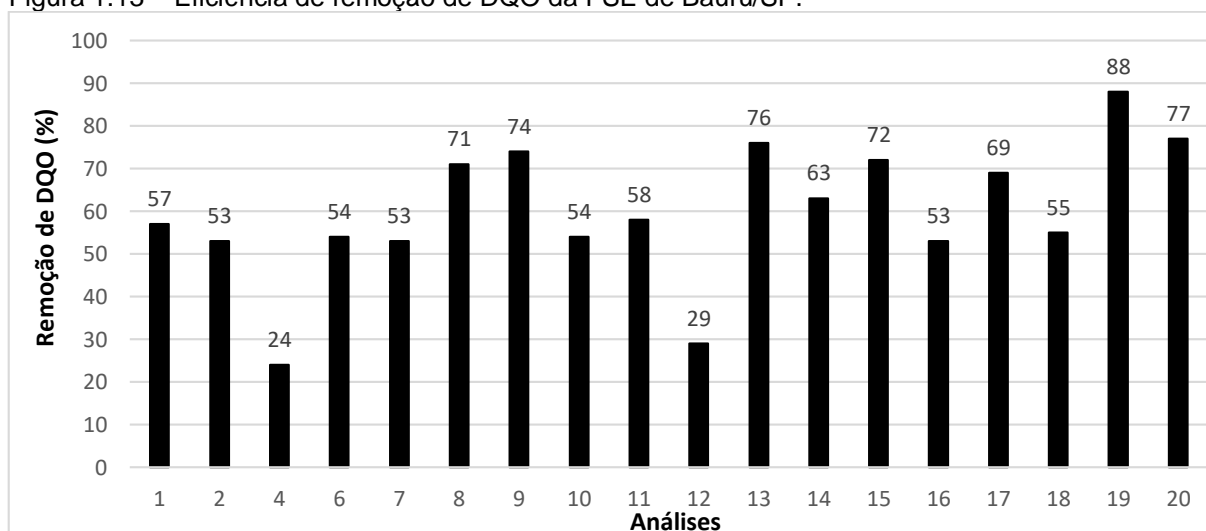


Figura 1.13 – Eficiência de remoção de DQO da FSE de Bauru/SP.



Para este parâmetro, Von Sperling (2005) indica valores de eficiência para tanques sépticos entre 25 e 35%, enquanto Andrade Neto et al. (1999) apontam valores entre 50 e 80%. Além Sobrinho e Said (1991), por sua vez, encontraram uma eficiência de remoção de 64% em pesquisa com decanto-digestores em série.

Assim, evidenciou-se que a eficiência das duas FSE estão, portanto, próximas (61,37% e 60,04%), apresentando valores que vão ao encontro da eficiência esperada para este tipo de sistema segundo a literatura.

Moussavi et al. (2010) obtiveram uma eficiência de remoção de DQO de 77% com TDH de 24 h e Sharma e Kazmi (2015) obtiveram uma remoção média de 71% de DQO com TDH próximo de 48 h (valor médio do esgoto bruto de $858 \pm 254 \text{ mg.L}^{-1}$ e efluente tratado de $208 \pm 84 \text{ mg.L}^{-1}$).

Nasr e Mikhaeil (2013) fizeram um estudo comparativo do tratamento de águas residuais domésticas utilizando tanques sépticos convencionais em três diferentes TDHs; 24, 48 e 72 h com cargas orgânicas de 0,321, 0,436 e 0,885 $\text{kg.DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, respectivamente. O desempenho das fossas sépticas nos três TDHs foi satisfatório, com remoção de DQO foi de 53,4%, 56% e 65,3%, no TDH de 24, 48 e 72 h, respectivamente.

Viet Anh et al. (2005) obtiveram eficiências de remoção média de 48 a 65% em termo de DQO, dependendo do TDH utilizado no tanque séptico convencional. Burubai et al. (2007) observaram uma faixa de remoção de DQO de 53,1 a 57,3% para os TDHs de 24 h e 72 h.

Peres et al. (2010) analisou uma FSB realizando apenas três amostragens. O autor obteve uma eficiência média de remoção de DQO entre 50 e 58,2%, enquanto que Soares et al. (2016a) obteve eficiência média de remoção de 74,3% para uma das FSB analisadas e 44% para a outra, realizando sete repetições para cada.

A eficiência obtida pelos pela maioria os estudos apresentados estão de acordo com a obtida nas FSE deste trabalho. No entanto, ressalta-se que o TDH que estes autores utilizaram foram muito superior aos deste estudo (1,77 e 7,95 dias), variando entre 24 e 72 h. Essa característica pode-se ter como positiva, pois foi obtida eficiência comparável em um menor tempo de tratamento.

Uma outra questão é que alguns resultados obtidos por tais autores diferem metodologicamente dos encontrados na presente pesquisa devido ao fato de que esses realizaram as coletas na primeira e na terceira caixas, não existindo uma análise de eficiência medida por meio da relação entre o esgoto bruto e o efluente da terceira

caixa.

Foi calculado a taxa de aplicação volumétrica (TAV) e a taxa de remoção volumétrica (TRV) para o parâmetro DBO5 e para DQO de ambas as FSE.

Nas Figuras 1.14 e 1.15 é apresentado a relação entre a TAV e a TRV para o parâmetro DBO5. Tanto na FSE de Bauru quanto na de Botucatu, observou-se que a correlação linear de Pearson entre a eficiência e a TAV foram respectivamente iguais a $r = 0,22$, e $r = 0,51$. Estes resultados indicam que não há uma associação forte entre estas variáveis.

Figura 1.14 – Relação entre a TAV e a TRV de DBO5 da FSE de Botucatu/SP.

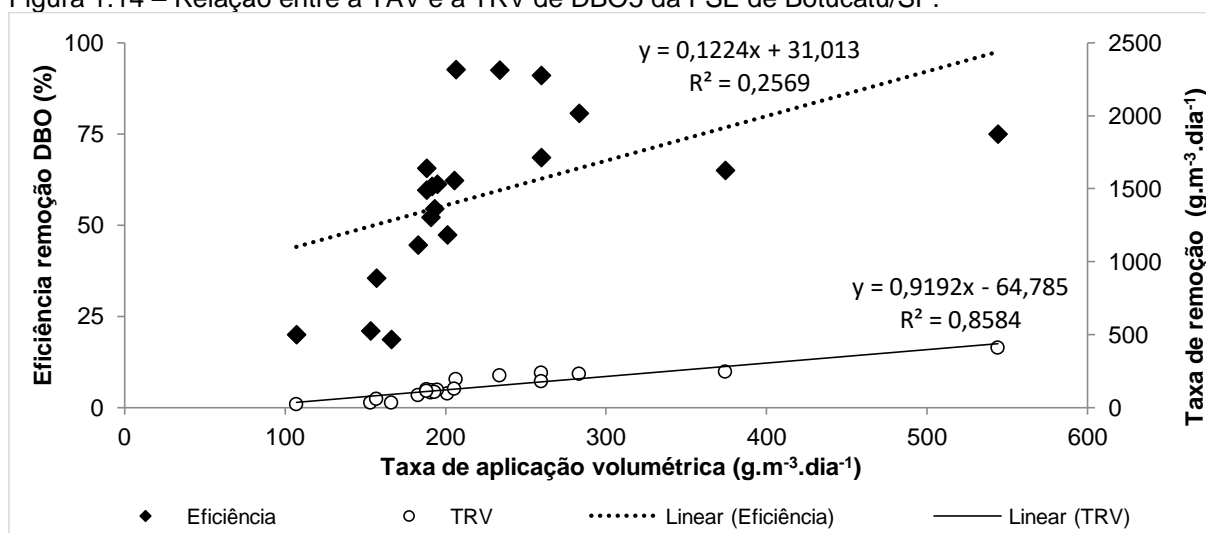
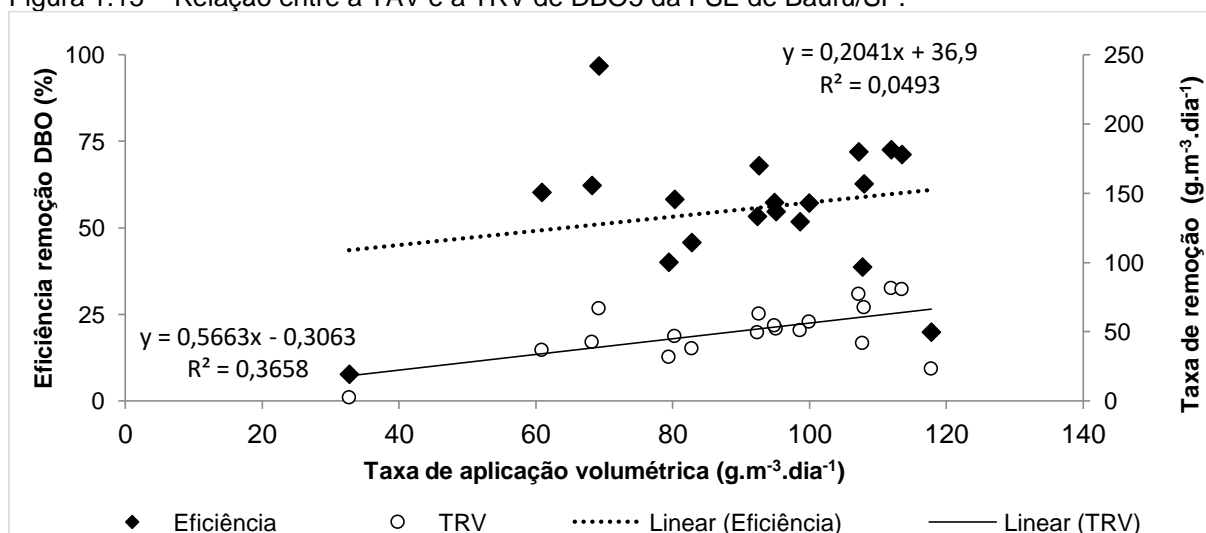


Figura 1.15 – Relação entre a TAV e a TRV de DBO5 da FSE de Bauru/SP.



Já as correlações entre TRV e a TAV foram respectivamente iguais a $r = 0,6$, e $r = 0,93$ em Bauru e Botucatu, indicando que as mesmas estão fortemente associadas

apenas no sistema de Botucatu. Desta forma, o ajuste da regressão linear simples entre TRV e TAV possibilita dizer, a partir do coeficiente de determinação (R^2), que 85,84% da TRV foi explicada pela TAV em Botucatu e 36,58% em Bauru.

Nas Figuras 1.16 e 1.17 é apresentado a relação entre a TAV e a TRV para o parâmetro DQO. Tanto na FSE de Bauru quanto na de Botucatu, observou-se que a correlação linear de Pearson entre a eficiência e a TAV foram respectivamente iguais a $r = 0,62$, e $r = 0,34$. Estes resultados indicam que não há uma associação forte entre estas variáveis.

Figura 1.16 – Relação entre TAV e TRV de DQO da FSE de Botucatu/SP.

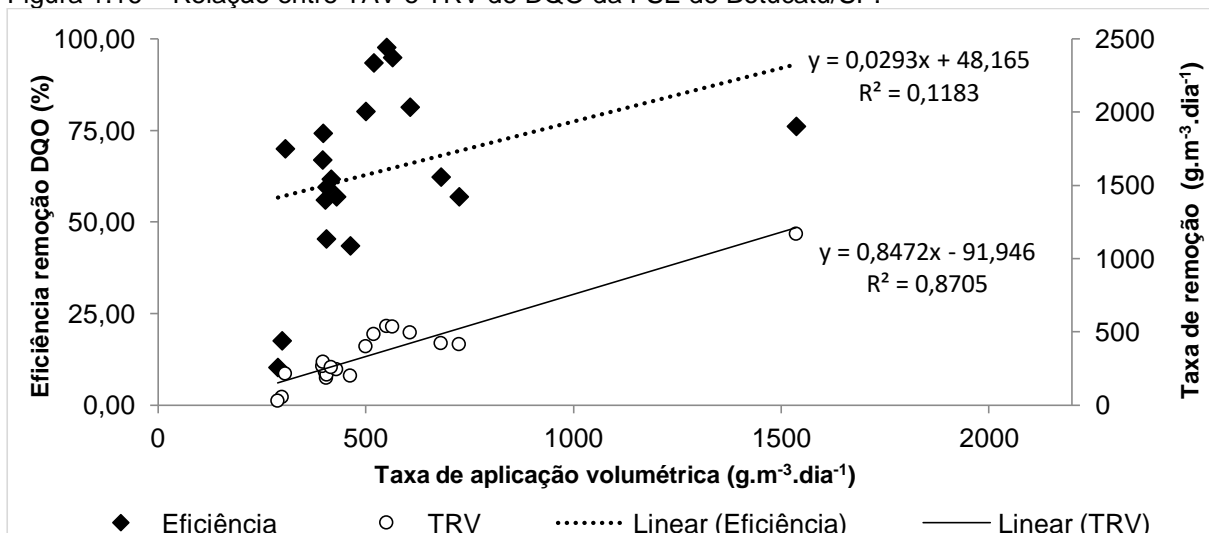
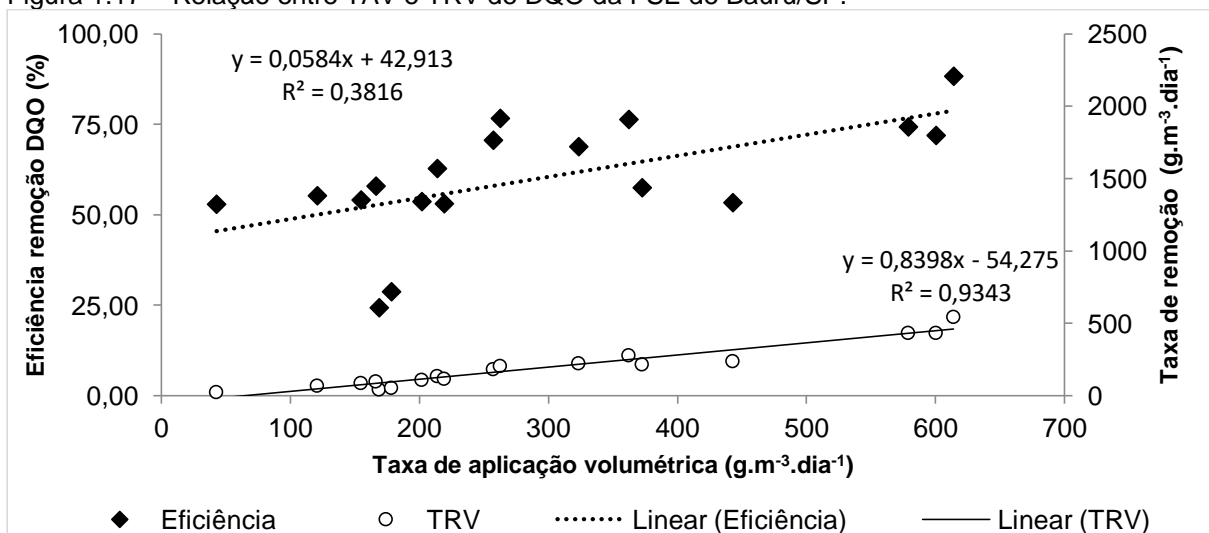


Figura 1.17 – Relação entre TAV e TRV de DQO da FSE de Bauru/SP.



Já as correlações entre TRV e a TAV foram respectivamente iguais a $r = 0,97$, e $r = 0,93$ em Bauru e Botucatu, indicando que as mesmas estão fortemente

associadas nos dois sistemas. Desta forma, o ajuste da regressão linear simples entre TRV e TAV possibilita dizer, a partir do coeficiente de determinação (R^2), que 87,05% da TRV foi explicada pela TAV em Botucatu e 93,43% em Bauru.

1.3.5 Eficiência de remoção de Sólidos Suspensos Totais (SST)

Um dos mecanismos que as fossas sépticas usam para remover sólidos é a sua decantação como lodo para a parte inferior do tanque (CRITES; TCHOBANOGLOUS, 1998). Nas Figuras 1.18 a 1.21 são apresentadas as concentrações de entrada e saída de SST das duas FSE e suas relativas eficiências de remoção.

Figura 1.18 – Concentrações de entrada e saída de SST da FSE de Botucatu/SP.

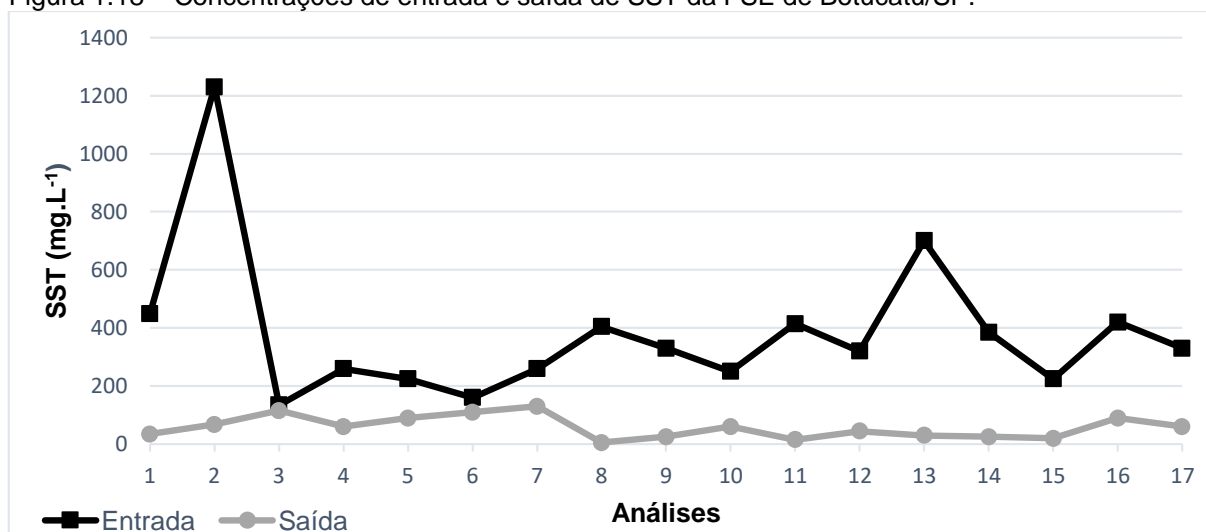


Figura 1.19 – Eficiência de remoção de SST da FSE de Botucatu/SP.

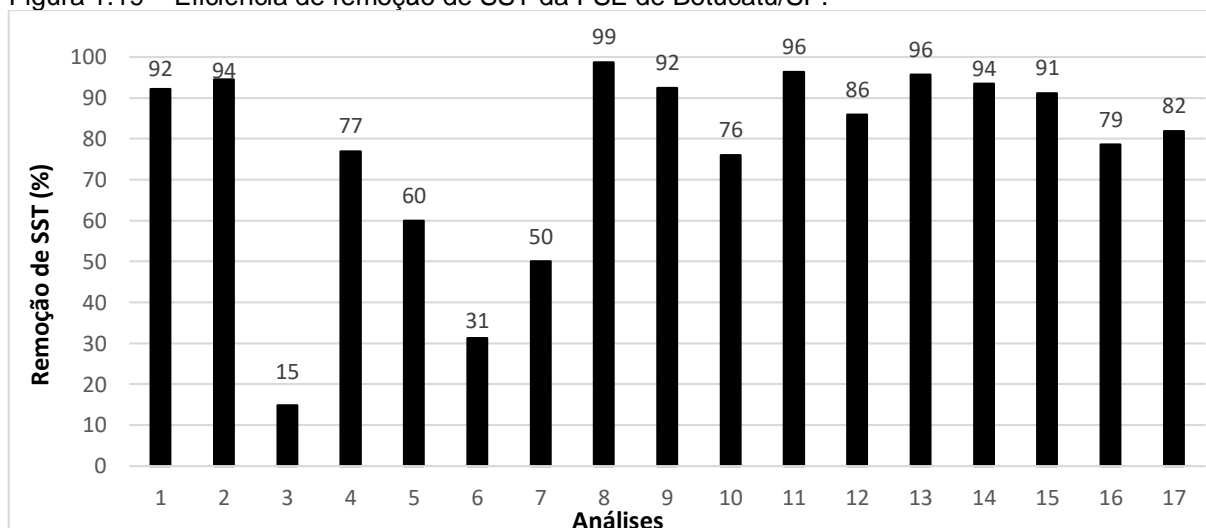


Figura 1.20 – Concentrações de entrada e saída de SST da FSE de Bauru/SP.

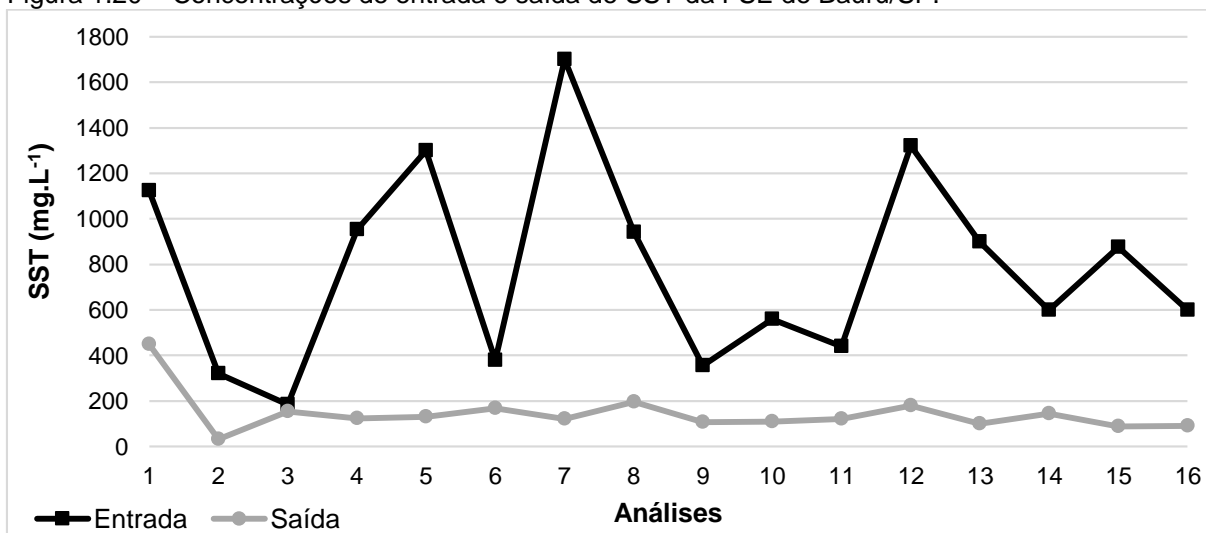
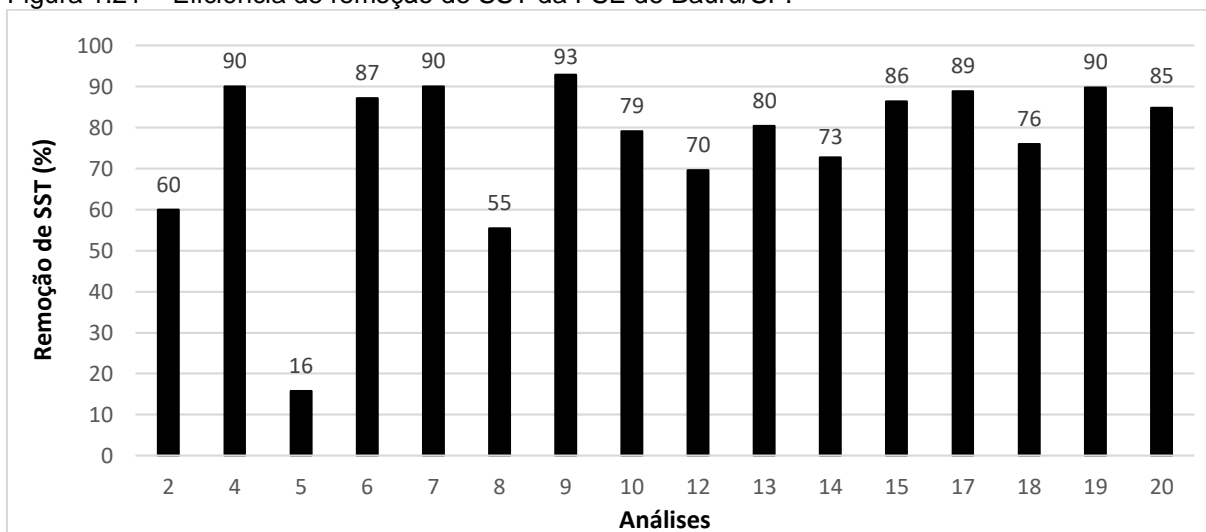


Figura 1.21 – Eficiência de remoção de SST da FSE de Bauru/SP.



É possível observar que a FSE de Bauru/SP apresenta uma maior variação nos valores de entrada que a FSE de Botucatu/SP. Conforme discutido para DBO5 e DQO, essa enorme variação na entrada é causada pelo tipo de efluente a ser tratado (água negra) e devido as características da FSE, como por exemplo, ser unifamiliar.

Em fossas sépticas convencionais, altos níveis de sólidos no efluente podem representar a principal causa da maiorias das disfunções nos sistemas sépticos, evidenciando problemas em sua remoção (WITHERS et al., 2014). E apesar de os altos picos nas concentrações de SST na entrada elevarem a média (784,4 mg.L⁻¹) de SST para essa FSE, observando os demais pontos, conclui-se que estes estão próximos aos valores encontrados para a FSE de Botucatu/SP (concentração média de SST = 382,3 mg.L⁻¹). E mesmo com a variação no afluente, os valores de saída

das duas FSE possuem poucas variações, evidenciando desta forma o desempenho constante dos sistemas na remoção de SST, sendo capazes de amortecer picos de concentração. No entanto, essas variações influenciam na porcentagem de remoção para o parâmetro, tendo que ser observado portanto, o todo (entrada, saída, eficiência, etc.) para melhor avaliação do processo.

Fossas sépticas convencionais apresentam geralmente uma remoção total de sólidos suspensos de 50 a 70% (METCALF & EDDY, 2016). No presente estudo, as eficiências obtidas foram superiores a este valor, sendo que para a FSE de Botucatu/SP a eficiência média de remoção de SST foi de $77\% \pm 23,7$, enquanto que para a FSE de Bauru/SP foi de $76,2\% \pm 18,9$, ou seja, para este parâmetro as duas FSE apresentaram similaridade de eficiência.

A Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) indica valores de eficiência de remoção de sólidos suspensos (SS) para tanques sépticos em torno de 60% (BRASIL, 2015), ao que Von Sperling (2005) indica valores entre 55 e 65% e Andrade Neto et al. (1999) indicam valores entre 50 e 80%, dependendo da competência do projeto. De acordo com estes autores, ao estudar um tanque séptico com duas câmaras em série Oliveira (1983) alcançou uma eficiência de 90% operando com vazão de $4,57 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ com TDH entre 0,72 e 1,47 dias, enquanto que Além Sobrinho e Said (1991) encontraram porcentagem de 59% em pesquisa com decanto-digestores em série.

Viet Anh et al. (2005) obtiveram eficiências médias de remoção de 44 a 69% de SST, dependendo do TDH adotado em tanque séptico convencional. Já Moussavi et al. (2010), ao realizarem pesquisa com um tanque séptico de fluxo ascendente em escala piloto, obtiveram uma eficiência de remoção de SST de 86% com tempo de detenção hidráulico (TDH) de 24h, valor consideravelmente mais elevado que o encontrado nas FSE desta pesquisa, porém pode-se afirmar que, com base em trabalhos dos autores citados, as eficiências apresentadas pelas FSEs analisadas no presente estudo, estão em acordo com o esperado.

Em trabalho analisando duas FSB, Soares et al. (2016a) encontraram valores médios de $151,6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e de $89,6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de SST no efluente deste sistema após realizarem 7 coletas da primeira e da última caixa destas FSB, não descrevendo valores de eficiência de remoção para este parâmetro.

Comparativamente com o presente trabalho, os resultados foram similares uma vez que a FSE de Bauru/SP apresentou concentração média de SST efluente de $144,02 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e a FSE de Botucatu/SP de $57,11 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

Faustino (2007) analisando duas FSB encontrou valores entre 96 mg.L⁻¹ e 134 mg.L⁻¹ de concentração de SST de provenientes de apenas duas repetições em cada FSB.

Postigo et al. (2017) ao analisarem uma FSE tratando o esgoto sanitário de uma casa com três moradores, obtiveram uma eficiência de remoção de SST de 69,3%. Neste trabalho foi realizada apenas uma amostragem também com as coletas sendo realizadas na primeira e na terceira bombona.

Já Madrid (2016) que realizou um estudo tratando esgoto misto com vazão de 35L.dia⁻¹ em um vermifiltro com volume de 70 L obteve uma remoção de SST de 49%. Tal valor é decorrente do fato de que o substrato escolhido provocava arraste de sólidos para o efluente final.

As Figuras 1.22 e 1.23 apresentam a relação entre a TAV e a TRV para o parâmetro SST. Tanto na FSE de Bauru quanto na de Botucatu, observou-se que a correlação linear de Pearson entre a eficiência e a TAV foram respectivamente iguais a $r = 0,52$, e $r = 0,51$. Estes resultados indicam que não há uma associação forte entre estas variáveis.

Figura 1.22 – Relação entre TAV e TRV de SST da FSE de Botucatu/SP.

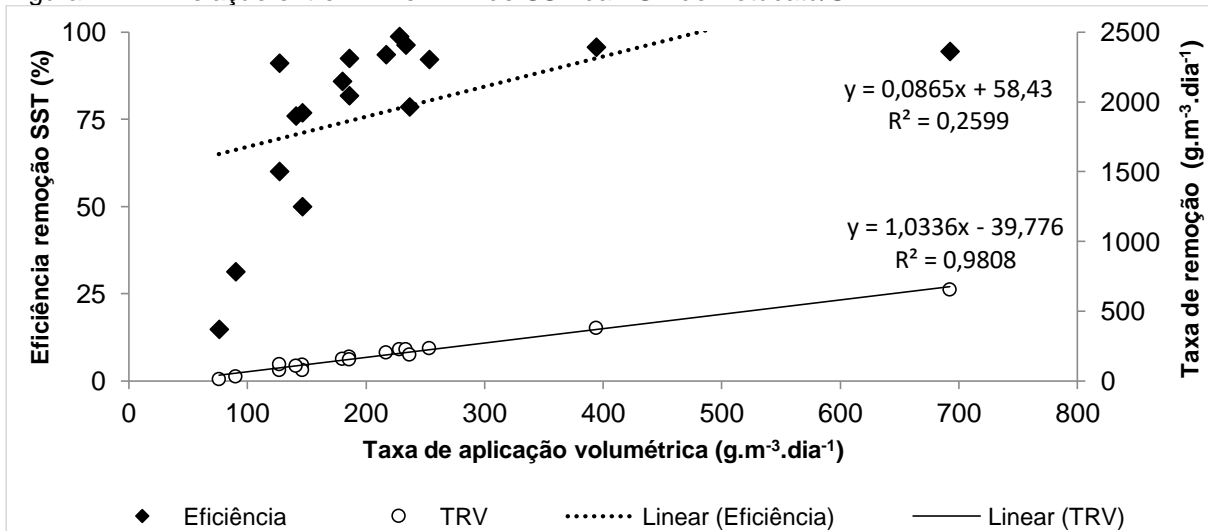
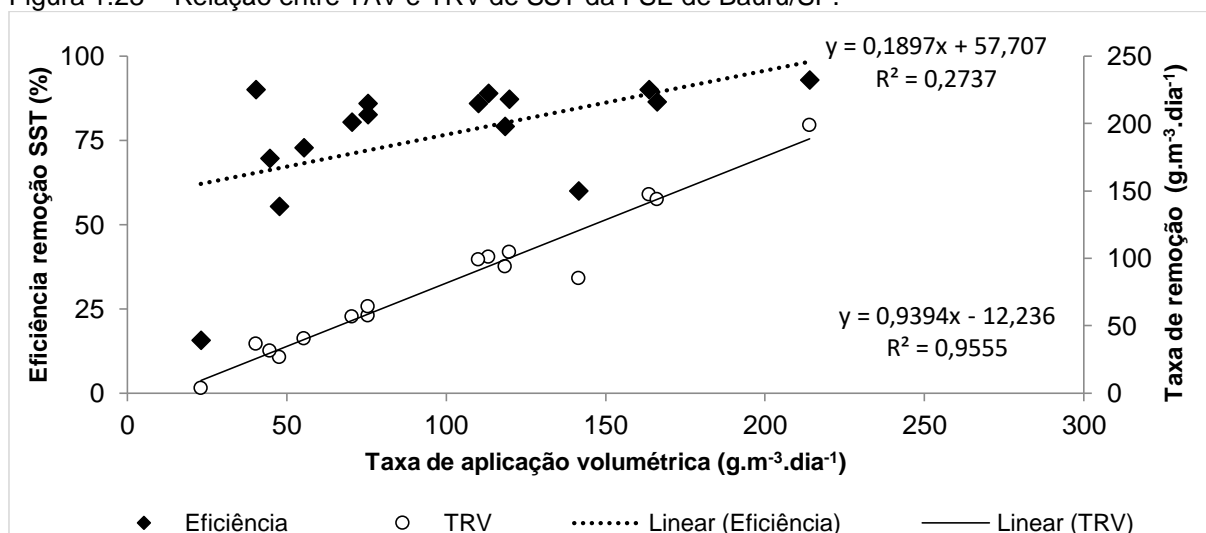


Figura 1.23 – Relação entre TAV e TRV de SST da FSE de Bauru/SP.



Já as correlações entre TRV e a TAV foram respectivamente iguais a $r = 0,98$ e $r = 0,99$ em Bauru e Botucatu, indicando que as mesmas estão fortemente associadas nos dois sistemas. Desta forma, o ajuste da regressão linear simples entre TRV e TAV possibilita dizer, a partir do coeficiente de determinação (R²), que 98,08% da TRV foi explicada pela TAV em Botucatu e 95,55% em Bauru.

Por fim, considera-se que os valores encontrados nas duas FSE são satisfatórios e estão dentro da eficiência esperada de remoção de SST para este tipo de sistema.

1.3.6 Síntese dos parâmetros DBO₅, DQO e SST

As Tabelas 1.6 e 1.7 apresentam a síntese dos dados referentes aos três parâmetros anteriormente discutidos para as FSE de Botucatu/SP e Bauru/SP. Após a eliminação dos dados inconsistentes, as 17 amostras de SST resultaram em uma concentração média na entrada de 382,3 mg.L⁻¹ com desvio padrão de 247,8, além de uma concentração mínima de 135 mg.L⁻¹ e máxima de 1230 mg.L⁻¹. Já na saída do sistema, este parâmetro apresentou uma concentração média de 57,8 mg.L⁻¹ e desvio padrão de 36,8 (Tabela 1.6).

Desta forma, o sistema apresentou uma eficiência média de 77 mg.L⁻¹ e desvio padrão de 23,7, com intervalo de confiança de 95% para eficiência média entre 65,8 a 88,3%. Os mesmos resultados para os demais parâmetros também podem ser observados na Tabela 1.6.

Tabela 1.6 – Média \pm desvio padrão, mínimo e máximo dos parâmetros SST, DBO₅ e DQO avaliados na entrada e saída da FSE de Botucatu/SP. Eficiência de cada parâmetro e seu intervalo de 95% de confiança (*valor de p resultado do teste t–student, considerando o nível de significância de 5%).

Parâmetros	Número de amostras	Entrada (mg.L ⁻¹)	Saída (mg.L ⁻¹)	Valor p*	Eficiência de remoção (%)	IC 95% para eficiência (%)
SST	17	382,3,2 \pm 247,8 (135; 1230)	57,8 \pm 36,8 (5; 130)	<0,01	77 \pm 23,7 (14,8; 98,8)	[65,8; 88,3]
DBO ₅	20	397,9,2 \pm 162,5 (190; 967)	147,2 \pm 62,1 (27; 242)	<0,01	58,4 \pm 22,1 (18,6; 92,6)	[48,7; 68,1]
DQO	19	924,4 \pm 474,1 (512; 2729)	304,6 \pm 171 (23; 653)	<0,01	63 \pm 22,9 (10,3; 97,6)	[52,7; 73,2]

Tabela 1.7 – Média \pm desvio padrão, mínimo e máximo dos parâmetros SST, DBO₅ e DQO avaliados na entrada e saída da FSE de Bauru/SP. Eficiência de cada parâmetro e seu intervalo de 95% de confiança (*valor de p resultado do teste t–student, considerando o nível de significância de 5%).

Parâmetros	Nº de análises	Entrada (mg.L ⁻¹)	Saída (mg.L ⁻¹)	Valor p*	Eficiência de remoção (%)	IC 95% para eficiência (%)
SST	16	784,4 \pm 414,2 (183,3; 1700)	144,8 \pm 87,7 (32; 450)	<0,01	76,2 \pm 18,9 (15,7; 92,9)	(66,9; 85,4)
DBO ₅	19	716,6 \pm 165,8 (260; 936)	313,2 \pm 143 (18; 750)	<0,01	55,3 \pm 19,2 (7,7; 96,7)	(46,7; 63,9)
DQO	18	2331,4 \pm 1314 (340; 4481)	804,9 \pm 360,5 (160; 1640)	<0,01	60 \pm 15,6 (24,3; 88,2)	(52,8; 67,2)

Considerando o nível de significância de 5%, observa-se na Tabela 1.6 que os parâmetros SST, DBO₅ e DQO apresentaram diferenças significativas entre a concentração de entrada e de saída, pois seus valores de p foram bastante inferiores que 5%, mais precisamente, $p < 0,01$.

Após a eliminação dos dados inconsistentes, as 19 amostras de DBO₅ resultaram em uma concentração média na entrada de 716,6 mg.L⁻¹ com desvio padrão de 165,8 além de uma concentração mínima de 260 mg.L⁻¹ e máxima de 936 mg.L⁻¹. Já na saída do sistema, este parâmetro apresentou uma concentração média de 313,2 mg.L⁻¹ e desvio padrão de 143 (Tabela 1.7).

Desta forma, o sistema apresentou uma eficiência média de 55,3 mg.L⁻¹ e desvio padrão de 19,2, com intervalo de confiança de 95% para eficiência média entre 46,7 a 63,9%. Os mesmos resultados para os demais parâmetros também podem ser

observados na Tabela 1.7.

Considerando o nível de significância de 5%, observa-se na tabela Y que os parâmetros SST, DBO₅ e DQO apresentaram diferenças significativas entre a concentração de entrada e de saída, pois seus valores de p foram bastante inferiores que 5%, mais precisamente, $p < 0,01$.

1.3.7 Eficiência de remoção de nitrogênio e fósforo

A remoção de nitrogênio e fósforo é dependente do tipo de fossa séptica e do TDH utilizado, podendo variar entre 17,7 e 26,8% para nitrogênio e 25,6 e 29,3% para fósforo em fossas sépticas convencionais (NASR; MIKHAEIL, 2015). Sendo que a redução de fosforo é associada a fatores como a remoção de SST, crescimento da biomassa aprisionada com o lodo digerido (ABBASSI et al., 2018; WANASEN, 2003) apenas pequenas quantidades de nitrogênio geralmente são removidas (LOWE et al., 2009).

No presente estudo, devido a contratempos durante a realização da pesquisa (problemas com a disponibilidade de reagentes), foram realizadas 5 análises de N_{total} da FSE de Botucatu/SP e duas da FSE de Bauru/SP. Para o P_{total} foram realizadas 5 análises da FSE de Botucatu/SP e 17 da FSE de Bauru/SP. Os resultados são apresentados na Tabelas 1.8 a 1.11.

É possível observar que tanto para N_{total} quanto para P_{total}, foram obtidas eficiências negativas em algumas análises e em ambas FSE. Essa eficiência negativa indica que em algumas análises (eficiência negativa) houve um aumento na concentração destes elementos no efluente (saída) da FSE em comparação ao afluente (entrada).

Tabela 1.8 – Concentrações de N_{total} referentes à entrada e saída e eficiência de remoção na FSE de Botucatu/SP.

Análises	N _{total} (mg.L ⁻¹)		Eficiência remoção (%)
	Entrada	Saída	
3ª análise	328,0	161,0	50,9
6ª análise	209,0	133,0	36,4
9ª análise	350,0	235,0	32,9
10ª análise	97,0	148,0	-52,6
11ª análise	125,0	56,0	55,2
Média ± Desvio Padrão	221,8 ± 114,9	146,6 ± 64,1	24,6 ± 44,1

Tabela 1.9 – Concentrações de P_{total} referentes à entrada e saída e eficiência de remoção na FSE de Botucatu/SP.

Análises	P_{total} (mg.L ⁻¹)		Eficiência remoção (%)
	Entrada	Saída	
3ª análise	16,0	19,0	-18,8
6ª análise	21,0	11,0	47,6
9ª análise	29,0	15,0	48,3
10ª análise	9,9	11,9	-20,2
11ª análise	27,0	1,0	96,3
Média ± Desvio Padrão	20,6 ± 7,9	11,6 ± 6,7	30,6 ± 49,8

Tabela 1.10 – Concentrações de N_{total} referentes à entrada e saída e eficiência de remoção na FSE de Bauru/SP.

Análises	N_{total} (mg.L ⁻¹)		Eficiência remoção (%)
	Entrada	Saída	
1ª análise	581,3	496,9	14,5
2ª análise	525,0	262,5	50,0
3ª análise	140,6	346,9	-146,7
4ª análise	281,3	318,7	-13,3
5ª análise	412,5	412,5	0,00
6ª análise	462,5	468,7	-1,3
7ª análise	493,7	462,5	6,3
8ª análise	525,0	375,0	28,6
9ª análise	362,5	331,3	8,6
10ª análise	193,7	481,3	-148,4
11ª análise	-	450,0	-
12ª análise	206,3	268,7	-30,3
14ª análise	212,5	287,5	-35,3
15ª análise	331,3	356,3	-7,5
16ª análise	275,0	175,0	36,4
17ª análise	300,0	425,0	-41,7
18ª análise	343,8	375,0	-9,1
Média ± Desvio Padrão	352,9 ± 134,9	365,2 ± 90,5	-18,1 ± 56,3

Tabela 1.11 – Concentrações de P_{total} referentes à entrada e saída e eficiência de remoção na FSE de Bauru/SP.

Análises	P_{total} (mg.L ⁻¹)		Eficiência remoção (%)
	Entrada	Saída	
1ª análise	81,6	54,0	33,8
2ª análise	54,0	37,2	31,1
Média ± Desvio Padrão	67,8 ± 19,5	45,6 ± 11,9	32,5 ± 1,9

Na FSE de Botucatu/SP, dentro as 5 análises realizadas de N_{total} , apenas uma apresentou eficiência negativa. A média de remoção das outras quatro foi de 43,8%. Dentre as cinco análises de P_{total} , duas apresentaram eficiências negativas. Dentre as três restantes, a média de remoção foi de 64%. Considerando a liberação de

nutrientes ocorrida as médias de remoção caem para $26,4 \pm 44,1\%$ e $30,6 \pm 49,8\%$, respectivamente. Enquanto que na FSE de Bauru/SP, dentre as 17 análises realizadas de N_{total} , nove apresentaram aumento da concentração na saída, sendo que a maior eficiência de remoção apresentada de foi de 50%. Neste caso, considerando a liberação de nitrogênio, a eficiência média de remoção é de $-18,1 \pm 56,3\%$. Já para as duas análises de P_{total} realizadas, foram observadas remoções, que indicaram uma eficiência de remoção de $32,5 \pm 1,9\%$.

Sistemas anaeróbios não são projetados para a remoção de nutrientes, bem como os sistemas convencionais de tratamento de águas residuárias no local não são eficazes na sua remoção (CULLIMORE; VERARAGHAVAN, 2008; METCALF & EDDY, 2016; MOHAPATRA et al., 2012; RUIZ et al., 2008). No entanto, é comum observar tais remoções devido a sedimentação da matéria orgânica que ocorre dentro do sistema. Porém, tal ocorrência é dependente do TDH aplicado, conforme citado anteriormente.

Deste modo, pode-se concluir que para estes parâmetros analisados (nitrogênio e fósforo), o TDH aplicado não foi adequado, apesar das eficiências obtidas nos demais parâmetros já discutidos (DBO5, DQO e SST) para o tipo de água residuária tratada, mostrando a necessidade de maiores estudos quanto a este parâmetro nestes tipos de sistemas para tratamentos de águas residuárias unifamiliar, pois esta característica pode, assim como nos demais parâmetros aqui apresentados, ter influenciado na eficiência de remoção de nutrientes.

Nasr e Mikhaeil (2013) ao avaliar tanques sépticos convencionais obtiveram remoções de 29,3%, 26,9% e 25,6% para fósforo e 26,8%, 20,8% e 17,7% para $NTOTAL$ para os TDHs de 24, 48 e 72, respectivamente.

Com exceção do P_{total} na FSE de Bauru/SP, há indícios que a eficiência de remoção de N_{total} e P_{total} se aproxima do indicado por Von Sperling (2005) que cita uma eficiência média de remoção menor que 30% de N_{total} e menor que 35% de P_{total} para tanques sépticos, já que estes realizam apenas pré-tratamento mecânico simples, onde quase todos os poluentes dissolvidos, a maioria dos nutrientes nitrogênio e fósforo permanecem no efluente (MEULER; PARIS; HACKNER, 2008).

Em todo caso, a presença de nutrientes no efluente tratado não necessariamente é um problema; dependendo assim de sua destinação final. Quando realizada a opção pela reutilização do efluente, o mesmo é uma fonte de macro (nitrogênio e fósforo) e micronutrientes para as plantas, além de matéria orgânica para

o solo (FRANCHINI et al., 1999; NOVAES et al., 2002).

1.3.8 Eficiência na remoção de *E. coli*

Frente à disponibilidade de estrutura, foram realizadas 7 coletas de amostras para a FSE de Botucatu/SP e 17 para a de Bauru/SP. Os resultados obtidos são apresentados nas Tabelas 1.12 e 1.13.

Tabela 1.12 – Concentrações de *E. coli* referentes à entrada e saída e eficiência de remoção na FSE de Botucatu/SP.

Análises	<i>E. coli</i> (NMP.100ml ⁻¹)		Eficiência remoção (Log)
	Entrada	Saída	
1ª análise	1,35E+08	6,91E+04	3,29
4ª análise	8,23E+07	1,09E+06	1,88
5ª análise	4,28E+07	2,42E+07	0,25
6ª análise	7,17E+07	3,93E+06	1,26
7ª análise	2,13E+07	8,01E+06	0,42
Média ± Desvio Padrão	5,92E+07 ± 4,33E+07	2,25E+06 ± 9,85E+06	1,42

Tabela 1.13 – Concentrações de *E. coli* referentes à entrada e saída e eficiência de remoção na FSE de Bauru/SP.

Análises	<i>E. coli</i> (NMP.100ml ⁻¹)		Eficiência remoção (Log)
	Entrada	Saída	
1ª análise	4,50E+06	2,00E+06	0,35
2ª análise	2,30E+06	4,90E+04	1,67
3ª análise	7,00E+06	1,10E+05	1,80
5ª análise	9,20E+07	1,30E+06	1,85
6ª análise	1,10E+07	1,40E+06	0,90
7ª análise	5,40E+07	3,30E+05	2,21
8ª análise	9,20E+08	7,00E+06	2,12
9ª análise	9,20E+07	2,40E+06	1,58
10ª análise	6,30E+07	1,30E+06	1,69
12ª análise	9,20E+06	7,80E+05	1,07
13ª análise	7,90E+05	2,40E+05	0,52
14ª análise	3,50E+06	9,20E+05	0,58
15ª análise	3,50E+06	1,30E+04	2,43
16ª análise	2,40E+07	7,90E+05	1,48
17ª análise	9,20E+07	1,40E+06	1,82
19ª análise	1,30E+07	1,70E+05	1,88
20ª análise	2,20E+07	1,70E+05	2,11
Média ± Desvio Padrão	1,74E+07 ± 2,18E+08	5,08E+05 ± 1,66E+06	1,53

É importante lembrar que a fossa séptica não purifica os esgotos, somente diminui sua carga orgânica a um grau de tratamento admissível, sendo assim, seu

efluente, ainda envolve elevadas quantidades de microrganismos patogênicos (JORDÃO; PESSOA, 1995; ZAGO; DUSI, 2018).

Apesar do baixo número de dados da FSE de Botucatu/SP, as duas FSE apresentaram eficiências médias parecidas na remoção de *E. coli*, 1,42 log na FSE de Botucatu/SP e 1,53 log de remoção na FSE de Bauru/SP. Sabendo que em uma FSE a remoção de patógenos dá-se pela precipitação/decantação destes dentro dos reatores, um TDH maior poderia influenciar nesta remoção, no entanto, a FSE de Bauru/SP que tem um TDH de 7,95 dias, muito superior ao TDH de 1,77 dias da FSE de Botucatu/SP, foi em média apenas 0,09 log melhor na remoção.

Outro ponto a destacar é que apesar da FSE de Bauru/SP tratar água negra, as concentrações médias de *E. coli* na entrada do sistema foram semelhantes à Botucatu/SP que tratou o efluente de toda a residência, com exceção da água da máquina de lavar roupa.

Von Sperling (2005) afirma que tanques sépticos apresentam eficiência menor que 1 log na remoção desses microrganismos. O que foi conformado por Leonel et al. (2013) que ao realizar três análises em uma FSB composta com cinco caixas de 1000L coletando amostras da primeira e da terceira caixa, obteve uma redução de CF de 1 log. No entanto, não está claro como a concentração de *E. coli* muda durante a sua passagem pela fossa séptica (APPLING et al., 2013).

Em seus estudos, Nasr e Mikhaeil (2013) também observaram uma eficiência de remoção de coliforme fecal de menos que 1 log ao avaliarem tanque séptico convencional em TDHs de 24, 48 e 72h, sendo que o efluente do sistema ainda continha uma concentração da ordem de 10^8 NMP.100mL⁻¹. Uma concentração residual dessa ordem também foi observada por Harrison et al. (2000), que observou em tanques sépticos concentrações entre $2,5E+07$ e $1,2E+08$ NMP.100mL⁻¹.

Tendo em vista os valores encontrados na literatura, e que, dependendo até mesmo da temperatura do líquido, seria possível ocorrer um aumento da concentração de *E. coli* no efluente (APPLING et al., 2013), tem-se que as eficiências médias de remoção podem ser consideradas satisfatórias para este tipo de sistema, principalmente a de 1,53 log de *E. coli* encontrada na FSE de Bauru/SP. Entretanto, a concentração de *E. coli* em ambos os efluentes ainda são muito alto, e dependendo da destinação final escolhida para o efluente (reúso ou descarte em corpo d'água), é necessário um tratamento terciário (ABBASSI et al., 2018).

1.3.9 Acúmulo e gestão do lodo e efluente produzido

A remoção de sólidos durante a digestão anaeróbia é decorrente da decantação destes para a parte inferior do tanque (CRITES; TCHOBANOGLIOUS, 1998), onde são armazenados em camadas de lamas e escória, podendo estes variarem naturalmente sua qualidade dependendo das características das águas residuárias tratadas e da fossa séptica e sua operação, com o tanque séptico podendo reduzir os volumes de lodo e escória em até 40% (NASR; MIKHAEIL, 2013; 2015).

A FSE de Bauru/SP, por apresentar uma concentração afluente mais elevada em termos de DQO ($2.331,4 \text{ mg.L}^{-1}$) e um desequilíbrio em relação ao pH, necessitou passar por três processos de limpeza durante estes dois anos e dois meses de operação enquanto que a FSE de Botucatu/SP, com DQO de $924,4 \text{ mg.L}^{-1}$, operou por 2 anos e 4 meses sem necessidade de limpeza (período de estudo).

Somado estes fatores, acredita-se que o TDH de 7,95 dias teve grande influência no aumento do processo de sedimentação de sólidos e acúmulo de lodo na primeira bombona da FSE de Bauru/SP. Considerando apenas esta primeira bombona da FSE de Bauru/SP, o TDH na mesma é de 2,65 dias, valor muito elevado quando comparado à norma brasileira (ABNT, 1993), o que pode ter sido fundamental para este grande acúmulo de sólidos, fato que não ocorreu na FSE de Botucatu/SP que tratou um efluente misto e com uma vazão maior, o que resultou em um TDH de 1,77 dias. Deste modo, conclui-se que uma maior concentração de matéria (DBO_5 e DQO) e um maior TDH resultam também em uma maior formação de lodo (NASR; MIKHAEIL, 2015).

Tal ocorrência não pode ser considerada um ponto negativo da FSE estudada, pois a FSE de Bauru/SP, tratou apenas água residuária proveniente do vaso sanitário (água negra), com concentrações maiores que a de Botucatu/SP que tratou água residuária de toda a residência (excluído água da máquina de lavar roupa) e obteve resultados semelhantes que essa última. Portanto, caso seja definido tratar um efluente com uma carga maior, faz-se necessário observar que a limpeza do lodo terá que ser realizada com uma maior frequência. Sendo que este período pode variar de um a vários anos para a maioria das fossas sépticas (VAN HAANDEL et al., 2006).

Para a retirada do lodo utilizou-se o registro instalado a 1/3 da altura total da primeira bombona (vide seção 1.2.1) que irá acumular mais sólidos. Desta forma, durante a operação da FSE de Bauru/SP este registro foi utilizado com sucesso pelo

usuário (morador da residência) para realizar a limpeza três vezes. Segundo a opinião do agricultor, o mecanismo funciona e é possível fazer a retirada do lodo pelo registro instalado na primeira bombona do sistema, ajuste que não constava no projeto original da Fossa Séptica Econômica submetido à FBB (BANCO DO BRASIL, 2014a; 2014b). Segundo Klingel et al. (2002), para haver segurança ambiental e sanitária, deve ser feito o manejo adequado do lodo, independentemente do tipo de disposição usada, pois os lodos de fossas sépticas contêm grande quantidade de nutrientes, material orgânico e podem conter patógenos e diversos outros poluentes.

No Brasil assim como em outros países em desenvolvimento, a maioria deste lodo é descartado em redes de drenagem pluvial, corpos d'água ou terrenos baldios, ou então usado como adubo agrícola sem os cuidados e orientações pertinentes (CORDEIRO, 2010; STRAUSS; MONTANGERO, 2008). Para o tratamento deste lodo removido, optou-se pelos processos de desidratação e desinfecção por meio da ação do sol. Deste modo, o lodo foi disposto diretamente no solo em um local protegido da entrada de animais domésticos, dentro do que prevê a política concernente que afirma que por se tratar de um sistema de baixa capacidade a disposição do lodo no solo é considerada uma prática viável (BRASIL, 2015).

Com relação ao efluente líquido, observa-se que devido ao tipo de efluente tratado, a FSE de Botucatu/SP continha uma fina camada de gordura sobrenadante presente na segunda e terceira bombona deste sistema. Deste modo sugere-se que caso seja tratado águas residuárias provenientes de pia de cozinha ou banho seja instalado antes da FSE uma caixa de gordura para eliminação desta ocorrência.

Entretanto, durante o período de estudo, foi observado que as valas de infiltração das duas FSE, utilizadas para a disposição de líquido efluente, mesmo após dois anos de operação e sendo construídas com dimensões abaixo das recomendadas pela norma brasileira não colmataram nenhuma vez. Isso demonstra que os solos onde foram dispostos foram capazes de promover a filtração deste material, o que é relevante e positivo, tendo em vista a proposta de baixo custo desta tecnologia social. No entanto, sugere-se estudos de camadas mais profundas destes solos para melhor compreensão dos processos presentes para estes tipos de efluentes.

1.4 CONSIDERAÇÕES

Os resultados obtidos permitiram realizar as seguintes considerações:

- As eficiências de remoção das duas FSE em relação aos parâmetros analisados mostraram-se próximas, indicando que o sistema apresenta um desempenho satisfatório operando tanto com esgoto proveniente de do vaso sanitário, ou seja água negra (altas concentrações) como com efluente misto (concentrações médias);
- Quando trata-se águas residuárias com altas concentrações, como a água negra, se faz necessário uma maior frequência na remoção de lodo da FSE, sendo que a maior a produção de lodo pode ser decorrente não somente da maior concentração de matéria orgânica como também do TDH utilizado.
- Porém, devido ao maior acúmulo de sólidos na primeira bombona da FSE que tratou apenas esgoto do vaso sanitário, considera-se um ponto negativo a escolha de tratar tal tipo de esgoto neste sistema, pois, apesar de não representar uma diminuição significativa na eficiência no tratamento, faz com que sua limpeza tenha que ser realizada com mais frequência;
- As valas de infiltração das duas FSE, utilizadas para a disposição de líquido efluente, mesmo após dois anos de operação e sendo construídas com dimensões abaixo das recomendadas pela norma brasileira não colmataram nenhuma vez, fato que é relevante e positivo, tendo em vista a proposta de baixo custo desta tecnologia social;
- Sugere-se que, ao tratar águas residuárias provenientes da pia da cozinha e do banho, seja instalada de uma caixa de gordura antecedendo a FSE;
- Apesar de saber que poucos são os trabalhos publicados em relação às tecnologias alternativas de tratamento de esgoto unifamiliar no Brasil, foi possível comparar os resultados aqui encontrados com outras tecnologias como a Fossa Séptica Biodigestora da EMBRAPA e a vermifiltração, o que demonstrou um desempenho satisfatório das FSE deste estudo;
- Em comparação com a FSB, as eficiências de remoção foram muito próximas, ressaltando as vantagens: 1) enquanto recomenda-se que a FSB deva tratar apenas esgoto do vaso sanitário, a FSE pode tratar o esgoto de toda a residência; 2) não se faz necessário a adição mensal da mistura com esterco bovino na FSE assim como recomenda-se na FSB; 3) a FSE custa menos da metade do valor de

uma FSB;

- Os resultados indicam que o monitoramento das FSE por mais de 220 dias (223 e 244 dias) e a realização de 20 coletas seguidas de análises laboratoriais, apontam para uma maior confiança nos resultados da eficiência deste sistema frente ao que foi encontrado em outros trabalhos com baixa amostragem, como os da FSB, por exemplo, confirmando a viabilidade de replicar o uso deste sistema como alternativa de tratamento de esgoto unifamiliar em áreas isoladas;
- Apesar do baixo custo (entre R\$ 350,00 e R\$ 450,00) e do pequeno volume útil do sistema (660L), a FSE seguida de vala de infiltração evidencia-se como uma tecnologia que merece ser melhor estudada e aplicada, pois apresenta desempenho satisfatório quando comparado com os tanques sépticos convencionais que seguem os parâmetros de dimensionamento da norma brasileira;
- Tendo em vista aumentar o conhecimento sobre esta promissora tecnologia social, bem como sobre a melhor forma de manejar e dispor o lodo proveniente desta, faz-se necessários estudos com o objetivo de analisar as características físicas, químicas e biológicas do lodo da FSE para complementar os resultados obtidos na presente pesquisa.

REFERÊNCIAS

ABBASSI, B. E. et al. Modified Septic Tank: Innovative Onsite Wastewater Treatment System. **Water**, v. 10, n. 5, p. 578, 2018.

ALÉM SOBRINHO, P.; SAID, M. A. O emprego de decanto-digestor/filtro anaeróbio – Experiências de campo – Proposições para alterações do método de dimensionamento do filtro anaeróbio proposto pela NBR 7229 – ABNT. **Anais do 16º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, ABES, v. 2, tomo I, set. 1991, p. 202-224.

ANDRADE NETO et al. Decanto-digestores. IN: CAMPOS, J. R. (COORD.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

ANDREOLI, C. V. (Coord.). **Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, gerenciamento e destino final**. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22. ed. Nova Iorque: American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Association, 2012.

APPLING, D. et al. Preliminary study on the effect of wastewater storage in septic tank on E. coli concentration in summer. **Water**, v. 5, n. 3, p. 1141-1151, 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 7229**. Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro: ABNT, 1993.

BANCO DO BRASIL. **Tecnologias Sociais: Fossas Sépticas Econômicas** (Finalista 2011 do Prêmio FBBTS). Brasília (DF): 2014a. Disponível em: <<http://tecnologiasocial.fbb.org.br/tecnologiasocial/banco-de-tecnologias-sociais/pesquisar-tecnologias/fossas-septicas-economicas.htm>> Acesso em 15 set. 2018.

BANCO DO BRASIL. **Tecnologias Sociais: Fossas Sépticas Econômicas e Quintais Agroecológicos** (Certificada em 2013). Brasília (DF): 2014b. Disponível em: <<http://tecnologiasocial.fbb.org.br/tecnologiasocial/banco-de-tecnologias-sociais/pesquisar-tecnologias/detalhar-tecnologia-154.htm>> Acesso em 15 set. 2018.

BASTOS et al. Introdução. In: Bastos, R. K. X. (Coord.). **Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura**. Rio de Janeiro: ABES, 2003. p.1-22.

BRASIL. FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE (FUNASA). **Manual de Saneamento**. Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. 4ª edição. Brasília: Funasa, 2015.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde (FUNASA). Ministério da Saúde. **Manual de Saneamento**. 4. ed. Brasília: Funasa, 2015.

BRASIL. FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE (FUNASA). **Saneamento rural**. IN:_____. Brasília: Engenharia de Saúde Pública; Funasa, 2012. Disponível em <<http://www.funasa.gov.br/site/engenharia-de-saude-publica-2/saneamento-rural/>> Acesso em 10 abr. 2014.

BRASIL. **Lei n. 11.445, de 5 de janeiro de 2007**. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico e para a política federal de saneamento básico. Brasília, DF, 2007. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm> Acesso em 20 nov. 2017.

BRIX, H.; ARIAS, C. A. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. **Ecological engineering**, v. 25, n. 5, p. 491-500, 2005.

BURUBAI, W. et al. An evaluation of septic tank performance in Bayelsa State, Nigeria. 2007.

CAMPOS, S. C. S. et al. AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE FOSSAS SÉPTICAS BIODIGESTORAS. **Anais do Seminário Científico da FACIG**, n. 1, 2017.

CARVALHO, W. A.; ESPÍNOLA, C. R.; PACCOLA, A. A. **Levantamento de solos da Fazenda Lageado: Estação Experimental "Presidente Médici"**. Botucatu: UNESP, 1983.

CHERNICHARO, C. A. de L. (Coord.) **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Rio de Janeiro: ABES, 2001.

CHERNICHARO, C. A. de L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2008.

COELHO, A.L.S.S.; NASCIMENTO, M.B.H.; CAVALCANTI, P.F.F.; HAANDEL, A.C. (2003) The UASB reactor as an alternative for the septic tank for on-site sewage treatment accepted for publication. *Water Science Technology*, n. 48, v. 11-12, p. 221-226.

CORDEIRO, B. S. A gestão de lodos de fossas sépticas: uma abordagem por meio da análise multiobjetivo e multicritério. 2010.

CRITES, R.; TECHNOBANOGLOUS, G. **Small and decentralized wastewater management systems**. McGraw-Hill, 1998.

CULLIMORE, D. R.; VIRARAGHAVAN, T. Microbiological aspects of anaerobic filter treatment of septic tank effluent at low temperatures. **Environmental technology**, v. 15, n. 2, p. 165-173, 1994.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006.

FAUSTINO, A. S. **Estudos físicos-químicos de efluentes produzidos por fossa séptica biodigestora e impacto de seu uso no solo**. 2007. 121 f. Dissertação (Mestrado em Química) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2007.

FAUSTINO, A. S. et al. Estudos físico-químicos do efluente produzido por fossa séptica biodigestora e o impacto do seu uso no solo. Dissertação (MESTRADO) UFSCAR. 2007.

FORESTI, E. et al. Fundamentos do tratamento anaeróbio. In: CAMPOS, J.R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 29-52.

FRANCHINI, J. C.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M. A.; MALAVOLTA, E. Dynamic of íons in acid soil leached with green manure residues extracts and pure solutions of organic acids. *Pesq_ isa Agropec_ ária Brasileira*, v. 34, n. 12, p. 2267-2276, 1999.

IKEDA, L. **Fossa séptica econômica: desenho para instalação**. 2016.

JORDÃO, E. P. PESSOA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. 3. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995.

KLINGEL, F. et al. Fecal sludge management in developing countries. **A planning manual. EAWAG: Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology SANDEC: Department for Water and Sanitation in Developing Countries**, 2002. Disponível em <<http://www.eawag.ch/organisation/abteilungen/sandec>>. Acesso em: 28 fevereiro 2008.

LEONEL, L. F.; MARTELLI, L. F. de A.; SILVA, W. T. L. Avaliação do efluente de fossa séptica biodigestora e jardim filtrante. **III Symposium on Agricultural and Agroindustrial Waste Management**, 12 a 14 de março de 2013, São Pedro, SP, Brasil, 2013.

LOWE, K. S. et al. **Influent constituent characteristics of the modern waste stream from single sources**. Virginia, USA: Water Environment Research Foundation, 2009.

MADRID, F. J. P. L. **Aplicação da vermifiltração no tratamento de esgoto sanitário**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2016.

METCALF & EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5 ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

MEULER, S.; PARIS, S.; HACKNER, T. Membrane bio-reactors for decentralized wastewater treatment and reuse. **Water Science and Technology**, v. 58, n. 2, p. 285-294, 2008.

MOHAPATRA, D. P. et al. Sewage treatment in integrated system of UASB reactor and duckweed pond and reuse for aquaculture. **Environmental technology**, v. 33, n. 12, p. 1445-1453, 2012.

MOUSSAVI, G. et al. 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.

NASR, F. A.; MIKHAEIL, B. Treatment of domestic wastewater using modified septic tank. **Desalination and Water Treatment**, v. 56, n. 8, p. 2073-2081, 2015.18,9

NASR, F. A.; MIKHAEIL, B. Treatment of domestic wastewater using conventional and baffled septic tanks. **Environmental technology**, v. 34, n. 16, p. 2337-2343, 2013.

VIET ANH, N. et al. Potential Decentralized Wastewater Management for Sustainable Development from Vietnamese Experience. **Proceedings of the Water Environment Federation**, v. 2005, n. 5, p. 917-946, 2005.

NOVAES, A. P. et al. **Utilização de uma fossa séptica biodigestora para a melhoria do saneamento rural e desenvolvimento da agricultura orgânica**. São Carlos: Embrapa Instrumentação, 2002. 5 p. (Série Embrapa Instrumentação Agropecuária, Documento 46)

NOVAES, A. P. et al. **Utilização de uma fossa séptica biodigestora para melhoria do Saneamento Rural e desenvolvimento da Agricultura Orgânica**. Embrapa Instrumentação Agropecuária, 2002.

OLADOJA, N. A.; ADEMOROTI, C. M. A. The use of fortified soil-clay as on-site system for domestic wastewater purification. **Water research**, v. 40, n. 3, p. 613-620, 2006.

OLIVEIRA, R. **Contribuição ao estudo de tanques sépticos**. 1983. Dissertação (Mestrado)– Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1983.

PERES, L. J. S. et al. Eficiência do tratamento de esgoto doméstico de comunidades rurais por meio de fossa séptica biodigestora. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**. v. 7, n. 1, 2010.

POSTIGO, M. D. et al. Avaliação da eficiência de fossa séptica de baixo custo desenvolvida para o saneamento rural. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, v. 14, n. 1, 2017

ROSSI, M. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo**: revisado e ampliado. São Paulo: Instituto Florestal, 2017. 1 mapa. Escala 1:500.000

RUIZ, I. et al. MUNICIPAL WASTEWATER TREATMENT IN AN ANAEROBIC DIGESTER-CONSTRUCTED WETLAND SYSTEM. **Environmental technology**, v. 29, n. 11, p. 1249-1256, 2008.

SANTOS, S. L. et al. Design optimization of a simple, single family, anaerobic sewage treatment system. **Water Practice and Technology**, v. 12, n. 1, p. 55-71, 2017.

SERAFIM, M. P.; DIAS, R. de B. Tecnologia social e tratamento de esgoto na área rural. IN: COSTA, A. B. (Org.). **Tecnologia social e políticas públicas**. São Paulo: Instituto Pólis; Brasília: Fundação Banco do Brasil, 2013. p.184-206.

SHARMA, M. K.; KAZMI, A. A. Anaerobic onsite treatment of black water using filter-based packaged system as an alternative of conventional septic tank. **Ecological Engineering**, v. 75, p. 457-461, 2015.

SLOMPO, N. D. M. **Monitoramento e avaliação de sistema de tratamento para águas negras composto por reator UASB, fotobiorreator, flotação e processos de desinfecção**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 2018.

SOARES, M. T. S. et al. Parâmetros Físico-Químicos e Eficiência de Fossa Séptica Biodigestora na Redução da Carga orgânica de Esgoto Originado de Água Doce ou Salobra, na Borda Oeste do Pantanal. **Cadernos de Agroecologia**. Vol. 11, N. 2. 2016a.

SOUSA, L. A.; ANTONELLI, V. O problema da falta de saneamento básico na área rural do município de Irati PR e a implementação das fossas biodigestoras como alternativa. Anais XVI Encontro Nacional dos Geógrafos. Crise, práxis e autonomia: espaços de resistência e de esperanças. Espaço de Diálogos e Práticas. Associação de Geógrafos Brasileiros. Realizado de 25 a 31 de julho de 2010. Porto Alegre- RS, 2010.

STRAUSS, M.; MONTANGERO, A. F.S. Management – Review of Practices, Problems and Initiatives, Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology, Department for Water and Sanitation in Developing Countries. 2008. Disponível em <<http://www.eawag.ch/organisation/abteilungen/sandec>>. Acesso em: 28 fevereiro 2008.

TAIT, D. R. et al. Nutrient processing in a novel on-site wastewater treatment system designed for permeable carbonate sand environments. **Ecological engineering**, v. 57, p. 413-421, 2013.

TIDÅKER, P.; SJÖBERG, C.; JÖNSSON, H. Local recycling of plant nutrients from small-scale wastewater systems to farmland—A Swedish scenario study. **Resources, conservation and recycling**, v. 49, n. 4, p. 388-405, 2007.

VAN HAANDEL, A. et al. Anaerobic reactor design concepts for the treatment of domestic wastewater. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 5, n. 1, p. 21-38, 2006.

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

WANASEN S. Upgrading conventional septic tanks by integrating in-tank baffles [thesis]. EV-03-20. Bangkok, Thailand: Asian Institute of Technology; 2003

WITHERS, P.J.; JORDAN, P.; MAY, L.; JARVIE, H.P.; DEAL, N.E. Do septic tank systems pose a hidden threat to water quality? *Front. Ecol. Environ.* **2014**, 12, 123–130.

ZAGO, M.; DUSI, L. TRATAMENTO DE ESGOTO POR FOSSA SÉPTICA E UNIDADES COMPLEMENTARES: ESTUDO DE CASO NA CIDADE DE FRAIBURGO-SC. **Ignis: Periódico Científico de Arquitetura e Urbanismo, Engenharias e Tecnologia da Informação**, v. 6, n. 2, 2018.

CAPÍTULO 2 – EFICIÊNCIA DE UM REATOR UASB DE BAIXO CUSTO NO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO DE BAIXA VAZÃO EM ÁREA RURAL

Resumo

O tratamento de esgoto em áreas urbanas no Brasil não é suficiente para atender à crescente demanda da população, e pior se apresenta a situação da população na área rural. Entretanto, poucos são os trabalhos no Brasil que abordam tecnologias alternativas e de baixo custo para o tratamento de esgoto unifamiliar, principalmente em áreas rurais, mesmo que tais sistemas sejam potencial solução para áreas sem saneamento adequado ou mesmo sem nenhum tratamento. A partir desse pressuposto, o presente estudo, abordou a tecnologia de tratamento de águas residuárias já consolidada e denominada reator UASB, porém com uma perspectiva de utilização de materiais alternativos para a sua construção, utilizando materiais de baixo custo no Brasil e visando o tratamento de águas provenientes somente do vaso sanitário de uma residência localizada no meio rural (água negra). O reator possui volume útil de 88 L, operou com uma vazão média de $51,36 \text{ L}\cdot\text{dia}^{-1}$, um TDH de 1,77 dias, uma carga orgânica volumétrica de $0,83 \text{ kg}\cdot\text{DQO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ e foi monitorado por 175 dias. Foram realizadas 32 análises laboratoriais de amostras do afluente e da saída dos sistemas e obtidas eficiências médias de remoção em relação aos parâmetros SST ($77,8 \pm 17,5\%$), DBO_5 ($57,2 \pm 19,0\%$) e DQO ($50,0 \pm 21,7\%$). Primeiramente os dados foram analisados de forma descritiva, por meio de gráficos e medidas resumo. Para avaliar a eficiência foi realizado o teste t–student e obtidos os intervalos de confiança. Mesmo tratando um efluente com altas concentrações, o reator apresentou desempenho satisfatório quando comparado com os valores encontrados na literatura e com reatores UASB operando com vazões maiores. Apesar de apresentar um desempenho satisfatório em relação aos três parâmetros citados, a geração de biogás não se evidenciou expressiva.

Palavras-chave: Tratamento de esgoto descentralizado; Esgoto em zona rural; Baixa vazão; Baixo custo; Água negra.

Abstract

The treatment of sewage in urban areas in Brazil is not enough to meet the growing demand of the population, and worse is the situation of the population in the rural area. However, there are few studies in Brazil about alternative and low-cost technologies for the treatment of single-family sewage, especially in rural areas, even if such systems are a potential solution for areas without adequate sanitation or even no treatment. Based on this assumption, the present study discussed the already consolidated wastewater treatment technology and denominated UASB reactor, but with a perspective of the use of alternative materials for its construction, using materials of low cost in Brazil and aiming the treatment of water from a toilet located in a rural area (Black Water). The reactor had an 88 L of useful volume, operated with an average flow rate of 51.36 L.dia⁻¹, a TDH of 1.77 days, a volumetric organic load of 0.29 kg.Q.m⁻³.d⁻¹, and was monitored for 175 days. 32 laboratorial analyzes of affluent and effluent samples were performed, and average removal efficiencies were calculated for SST (77.8 ± 17.5%), BOD₅ (57.2 ± 19.0%) and COD (50.0 ± 21.7%). First, the data were analyzed in a descriptive way, by means of graphs and summary measures. To evaluate the efficiency, the t-student test was performed and the confidence intervals were obtained. Even when treating an effluent with high concentrations, the reactor presented satisfactory performance when compared to the values found in the literature and with UASB reactors operating at higher flow rates. Although it presented a satisfactory performance in relation to the three mentioned parameters, the biogas generation was not evident.

Keywords: Decentralized sewage treatment; Sewage in rural areas; Low flow; Low cost; Black water.

2.1 INTRODUÇÃO

O rápido aumento da população e consequente aumento da produção agrícola e industrial resultam em uma crescente demanda por fontes de água (MOHSEN et al., 2007), culminado na necessidade de desenvolvimento/melhoramento de tecnologias sustentáveis e com ótimo custo-benefício para o tratamento água residuárias (MOUSA, 2007; PARKINSON; TAYLER, 2003).

Apesar deste cenário, o tratamento de esgoto em áreas urbanas no Brasil ainda não é suficiente para atender à crescente demanda da população, e pior se apresenta a situação da população na área rural (FAUSTINO et al., 2007), onde somente 5,2% destes domicílios possuem rede coletora de esgoto, 28,3% utilizam fossas sépticas, 45,3% possuem fossas rudimentares e 13,6% dos domicílios não possuem solução para o esgoto sanitário, ou seja, praticamente 59,0% da população rural apresenta uma destinação de seu esgoto insatisfatória do ponto de vista sanitário e ambiental (BRASIL, 2012).

Somado a estes dados alarmantes, poucos são os trabalhos publicados no Brasil que abordam tecnologias alternativas e de baixo custo para o tratamento de esgoto unifamiliar, principalmente em áreas rurais, mesmo que a agricultura no Brasil seja desenvolvida amplamente e sistemas de pequena escala sejam considerados como potencial solução para áreas sem saneamento adequado ou mesmo sem nenhum tratamento (WHO, 2003).

Os trabalhos encontrados apresentam pouca amostragem do efluente (apenas uma ou duas amostras), o que acaba comprometendo a disseminação dessas tecnologias de forma ampla e confiável em relação à sua eficiência. E quando apresentam sistemas de baixo custo, geralmente são projetados para tratar esgotos de pequenas comunidades, apresentando volumes muito maiores quando comparados com o reatores projetados para sistemas de tratamento de esgoto unifamiliar (JUNIOR et al., 2007; SILVA; NOUR, 2005; SILVA et al., 2017).

Autores como Bastos et al. (2003b), Andreoli (2009) e Chernicharo (2008) afirmam que atenção deve ser dada para o estudo e desenvolvimento de tecnologias simples e de baixo custo para o tratamento de esgotos, conforme Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007 (Plano Nacional de Saneamento Básico - PLANSAB), que prevê uma abordagem específica da dimensão tecnológica para a comunidades rurais

visando cobrir o déficit de infraestrutura física de saneamento básico tendo em vista as condições socioeconômicas de tais comunidades (BRASIL, 2007, 2014).

A partir do pressuposto que os sistemas de saneamento devem ser selecionados de acordo com as condições sociais, econômicas e ambientais locais e devem ser sustentáveis, mantendo os ciclos de nutrientes e água curtos, o que torna a recuperação de resíduos mais práticas e econômica (GREEN, 2005; HO, 2003), o presente estudo, abordou a tecnologia de tratamento de águas residuárias já consolidada, denominada reator UASB, porém com uma perspectiva de utilização de materiais alternativos para a sua construção, utilizando materiais de baixo custo no Brasil e visando o tratamento de águas provenientes somente do vaso sanitário de uma residência localizada no meio rural (água negra).

O reator UASB apresenta baixo consumo de energia, requisitos de espaço relativamente pequeno e projeto de reator simples, sendo utilizados mundialmente para o tratamento de vários tipos de águas residuais (CAPODAGLIO, 2017). Sua utilização é consolidada, principalmente em países em desenvolvimento, com clima quente, como o Brasil, onde a digestão anaeróbia pode se desenvolver (LEW et al. 2011; SANTOS et al., 2017). Sua eficiência em tratar efluentes com elevada carga orgânica (águas negras = fezes e urina) também é bem relatada na literatura (DE GRAAFF, 2010; VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994; ZAMALLOA et al., 2013).

Recentemente tem se dado ênfase ao seu uso em sistemas descentralizados, seja para pequenas comunidades ou áreas rurais (FLASCHE, 2002; WILDERER, 2005).

Assim, o presente trabalho se justifica ao passo que, grande parte desses trabalhos visam a utilização de reatores de porte médio a grande, não sendo ideais para áreas rurais onde geralmente tem-se famílias morando a distâncias grandes uma das outras, com a unidade familiar sendo formada por até 5 pessoas (NOVAES et al., 2002).

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

O sistema de tratamento por reator UASB de baixo custo para tratamento de águas residuárias unifamiliar foi instalado em uma residência localizada na colônia Chafariz, Fazenda do Lageado, Campus da Unesp de Botucatu/SP, em 15/10/2016 pelo pesquisador e pelo morador da casa que seria atendida pelo sistema de

tratamento. A água residuária a ser tratada era proveniente do vaso sanitário (água negra) utilizado por duas pessoas adultas.

As análises propostas realizaram-se no Laboratório de Recursos Hídricos e no Laboratório de Qualidade da Água, ambos do Departamento de Engenharia Rural da Faculdade de Ciências Agrárias (FCA) da Unesp de Botucatu/SP.

As análises dos parâmetros pH, DQO, DBO5, SST, Nitrogênio, Fósforo e coliformes foram realizadas de acordo com metodologia descrita no Standard Methods for the examination of Water and Wastewater (AWWA/APHA/WEF, 2012).

A DQO foi realizada de acordo com o método espectrofotométrico (DR Hach - Refluxo fechado) (Método 5220-D) sendo utilizado o efluente bruto (sem filtrar), resultando por tanto na DQO total. A DBO5 também foi realizada com o efluente bruto (sem filtrar) de acordo com a metodologia simplificada do equipamento BOD Trak™ II.

Foram analisados apenas os sólidos totais em suspensão (Gravimétrico-Filtração em membrana – Método 2540 D), sendo portanto o efluente filtrado em membrana de 1,2 µm.

O Nitrogênio Total (N_{total}) (Método 4500-N) e o Fósforo Total (P_{total}) (Método 4500-P B e E) foram analisados com o objetivo de avaliar a transformação de nutrientes pelo sistema de tratamento.

Para avaliar a remoção de bactérias patogênicas, foi realizado análise de *Escherichia coli* (*E. coli*), utilizando o Colilert® e Quanti-Tray/2000®.

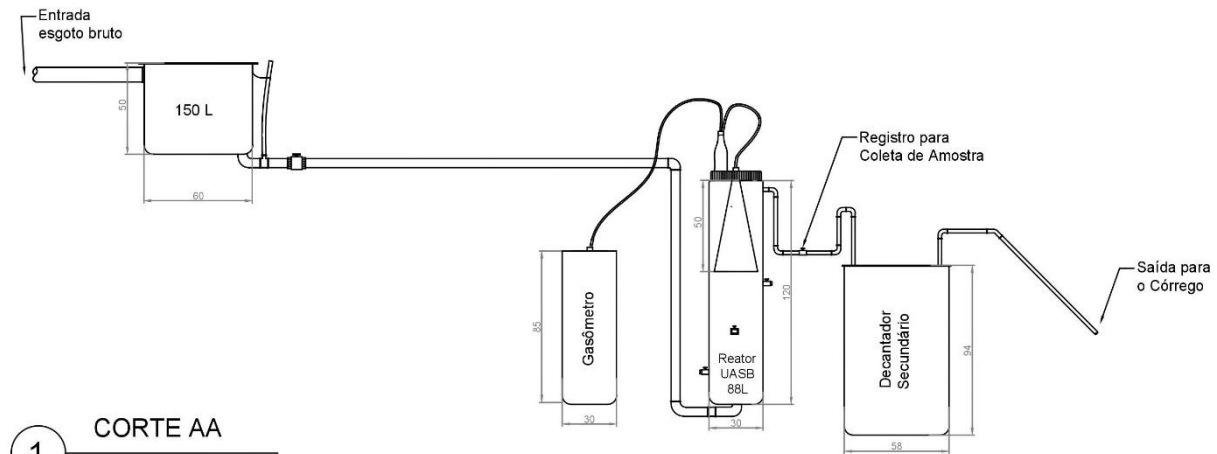
2.2.1 Instalação do sistema e características de operação

A Figura 2.1, corresponde ao perfil esquemático do UASB e a Figura 2.2 mostra o reator UASB após ser instalado. O sistema de tratamento é precedido por uma caixa medidora de vazão, utilizada para armazenar a água residuária afluyente antes desta ir para o tratamento, funcionando também como uma caixa para a coleta das amostras de entrada do sistema.

O reator UASB consiste de um tubo de PVC (policloreto de polivilina) de aproximadamente 300 mm de diâmetro e, 1,25 m de comprimento, com três registros ao longo do seu comprimento para a coleta de amostras, além de um sistema de captação de biogás na sua parte superior. Este sistema de captação de biogás era composto por defletores na parte superior do reator UASB.

Para a implantação do reator UASB foi utilizada uma retroescavadeira da supervisão da fazenda, que realizou o corte no terreno para acertar o desnível necessário para que o sistema pudesse operar por gravidade. O reator foi instalado na posição vertical e revestido com uma espuma que serve como isolante térmico do sistema. Após a saída do reator foi colocado um decantador secundário constituído por uma bombona plástica de 200 L.

Figura 2.1 – Perfil esquemático do reator UASB.



1 CORTE AA
1:30
Fonte: ELIAS, 2017.

Figura 2.2 – Reator UASB de baixo custo instalado na Fazenda Lageado em Botucatu/SP.



Fonte: Próprio autor, 2018.

A operação do reator UASB começou em 15/10/2016 sem a utilização de inóculo. Em um segundo momento (05/01/2017) o mesmo foi inoculado com uma mistura de 10 Kg de esterco bovino fresco com 40 L de água potável. Como o UASB estava trabalhando por gravidade e a mistura (esterco bovino + água) utilizada como inóculo não foi peneirada antes de ser adicionada ao reator, este acabou sofrendo entupimento, o que paralisou sua operação por dois meses. Novamente em operação, deu-se a utilização de inóculo constituído de 60 L de material coletado do interior de um biodigestor localizado na Unesp de Jaboticabal/SP, em pleno funcionamento e produção de biogás.

A vazão foi medida por meio do método volumétrico na caixa instalada a montante do reator UASB (Figura 2.3). A média foi obtida a partir de leituras com intervalos de 24 horas durante um mês para posterior cálculo.

Figura 2.3 – Caixa utilizada para medir a vazão e coletar amostras do afluente.



Fonte: Próprio autor, 2018.

O cálculo da vazão foi realizado utilizando a Equação 2.1:

$$Q = \frac{1}{n} \times \sum_{i=1}^n Q_i \quad (2.1)$$

Onde:

Q = vazão média (L.h-1);

n = número de dias de leitura;

Q_i = vazão nos dias de leitura (L.h-1).

Após a medida da vazão, é possível determinar o tempo de detenção hidráulica do sistema, que foi calculado por meio da Equação 2.2:

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad (2.2)$$

Onde:

V = volume total do sistema (L);

Q = vazão média (L.dia-1)

A taxa de aplicação volumétrica (TAV) foi calculada de acordo com a Equação 2.3:

$$TAV = \frac{\text{Carga}}{\text{Vútil}} \quad (2.3)$$

Onde:

Carga = Concentração do parâmetro analisado x vazão

Vútil = 88 L

A vazão média foi de 51,36 L.d⁻¹. Desta forma, dividindo o volume total do reator (88 L) por este valor obteve-se um TDH de 1,71 dia.

Inicialmente, realizou-se duas, uma em 29/11/2016 e outra em 28/03/2017. Posteriormente, em uma primeira etapa (entre 24/05/2017 a 18/07/2017) a coleta de dados deu-se quinzenalmente durante 75 dias, resultando em 5 repetições. Em seguida, realizaram-se mais duas análises em 24/08/2017 e 18/09/2017. Na segunda etapa, iniciada em 26/09/2017, consistiu em realizar, semanalmente, coletas durante três dias consecutivos até o dia 15/11/2017, resultando em mais 23 coletas. Todas as coletas foram realizadas às 9h da manhã e que no total foram realizadas 32 coletas em cada ponto, durante 175 dias, iniciando a contagem no dia 24/05

2.2.2 Análise estatística dos dados

A análise estatística foi feita para os parâmetros SST, DBO₅ e DQO, pois para estes foram realizadas um maior número de coletas (32 amostras de cada parâmetro).

Previamente ao tratamento dos dados obtidos durante as análises, foi realizada uma preparação dos dados por meio da remoção de valores incongruentes (outliers) com uso do método Box-plot do Microsoft Excel e, os dados perdidos em decorrência de algum erro no momento da coleta ou análise em laboratório, foram descartados do tratamento estatístico.

Em relação ao parâmetro de eficiência de remoção de SST quatro dados foram descartados e um foi eliminado pelo método Box-plot, considerado outlier. Para o parâmetro DBO₅ seis dados foram descartados e para o parâmetro DQO dois dados foram descartados. Assim, foram analisadas 27 amostras referentes ao parâmetro SST, 26 amostras do parâmetro DBO₅ e 30 amostras do parâmetro DBO₅.

Os resultados de cada parâmetro foram resumidos de forma descritiva por meio de média, desvio padrão, valores máximos e mínimos, além de apresentação gráfica por meio de gráficos de barra e de linhas.

Para comparação entre a concentração de entrada e saída dos parâmetros SST, DBO₅ e DQO o teste t–student para amostras independentes foi utilizado, considerando o teste preliminar para avaliar a igualdade de variâncias (Teste F para homogeneidade de variâncias).

Além disto, foram realizados os cálculos da eficiência de cada parâmetro bem como seus respectivos intervalos de 95% de confiança.

Foram elaborados gráficos de dispersão entre eficiência e taxa de remoção volumétrica (TRV) com a taxa de aplicação volumétrica (TAV) para esses três parâmetros. Posteriormente, foram ajustados os respectivos modelos de regressão linear simples.

Todos os resultados analíticos foram realizados considerando um nível de significância de 5%.

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Esta seção apresenta os resultados obtidos durante a realização da pesquisa, destacando que primeiramente é apresentada a análise de eficiência do sistema e, na sequência, os resultados da análise estatística.

2.3.1 Caracterização da água residuária

A caracterização da água residuária (afluente) tratada no reator UASB é apresentada na Tabela 2.1, onde é possível observar os valores médios dos parâmetros utilizados para avaliar a eficiência do reator UASB. Ressalta-se que a água residuária é composta basicamente por fezes e urina, ou seja, uma água negra. No Brasil, a água negra se diferencia do que comumente é encontrado em artigos, onde é referenciado geralmente uma DQO de 5.000 mg.L⁻¹, devido ao uso no Brasil de sanitários que usam de 6 a 12 L de água por descarga. Essa diferença ocasiona uma diluição na água negra, chegando a valores em torno de 2.000 mg.L⁻¹ (SLOMPO, 2018).

Utilizando como referência os valores descritos em Metcalf & Eddy (2016), este afluente caracteriza-se como de alta concentração, tendo em vista que é proveniente somente do vaso sanitário da residência, utilizado por 2 pessoas adultas. A carga de DQO aplicada neste caso foi de 711,36 mg.L⁻¹.hab⁻¹. Onde a carga orgânica aplicada foi de 0,07 kg.DQO.d⁻¹, e a carga orgânica volumétrica de 0,83 kg.DQO.m⁻³.d⁻¹.

Tabela 2.1 – Caracterização da água residuária tratada no reator UASB.

Parâmetro	Média ± Desvio Padrão
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	589,7 ± 227,1
DQO (mg.L ⁻¹)	1452,7 ± 647,8
SST (mg.L ⁻¹)	762,4 ± 439,6
N _{total} (mg.L ⁻¹)	392 ± 67
P _{total} (mg.L ⁻¹)	38 ± 12
pH	9,0 ± 0,1
<i>E. coli</i> (NMP.100mL ⁻¹)	1,53E+07 ± 2,57E+07

Junior et al. (2007), Silva e Nour (2005) e Silva et al. (2017) avaliaram a eficiência de reatores compartimentados anaeróbio/aeróbio de baixo custo em escala piloto, o segundo tratando efluentes domésticos provenientes da rede coletora pública e o terceiro tratando esgoto sanitário de baixa carga. Os três trabalhos citados apresentam sistemas de baixo custo, porém, como foram projetados para tratar esgotos de pequenas comunidades, apresentam volumes muito maiores quando comparados com o reator utilizado nesta pesquisa, que é um sistema para tratamento de esgoto unifamiliar.

2.3.2 Análise do pH

Na Tabela 2.2 é apresentado os valores de pH para a entrada e saída do reator UASB, bem como a suas respectivas médias. Após passar pelo reator UASB, ocorreu uma redução no valor médio de pH, sendo que, este ainda manteve-se alcalino com valor médio superior 8,0.

Tabela 2.2 – Valores de pH da entrada e da saída do reator UASB.

pH	Entrada	Saída
1ª análise	8,8	8,2
7ª análise	8,9	7,8
8ª análise	8,9	8,2
9ª análise	8,7	7,7
10ª análise	9,0	8,0
11ª análise	8,9	8,0
12ª análise	8,8	7,9
13ª análise	9,2	8,2
14ª análise	9,2	8,5
15ª análise	9,1	8,3
16ª análise	8,9	8,0
17ª análise	8,9	8,1
18ª análise	8,9	7,9
19ª análise	9,1	8,1
20ª análise	9,1	8,6
21ª análise	9,0	7,8
22ª análise	9,0	8,2
23ª análise	9,0	8,2
24ª análise	8,9	8,2
25ª análise	9,1	8,3
26ª análise	9,2	8,2
27ª análise	9,2	8,5
28ª análise	9,1	8,5
29ª análise	9,2	8,4
30ª análise	9,1	8,2
31ª análise	9,1	8,1
32ª análise	9,0	8,5
Média ± Desvio Padrão	9,0 ± 0,1	8,2 ± 0,2

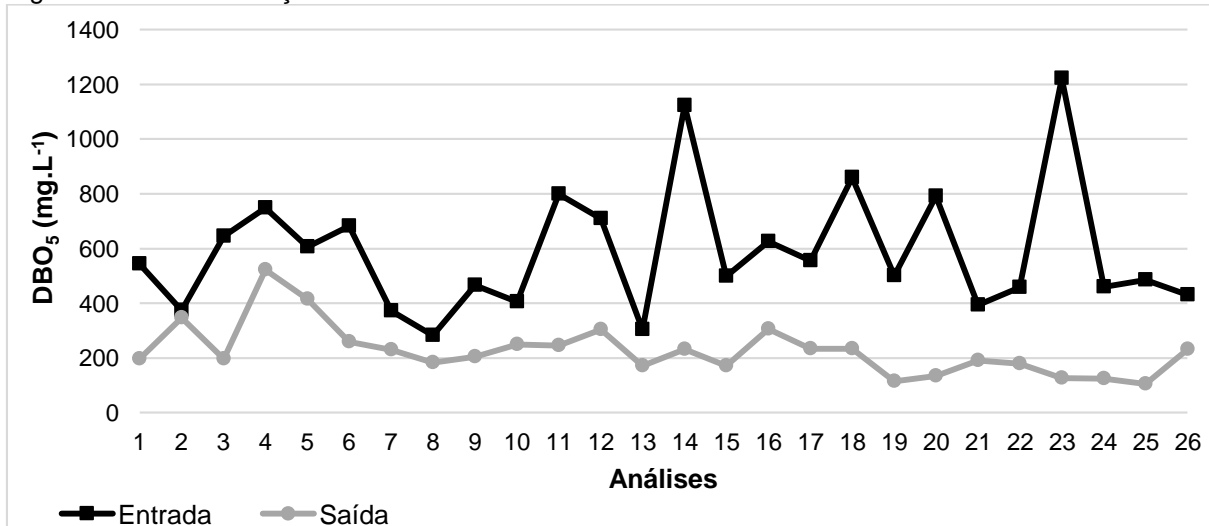
Como reatores anaeróbios devem ser operados em pH entre 6,5 e 8,3, não necessariamente a redução observada pode prejudicar a atuação das bactérias metanogênicas, que são microrganismos essenciais para o bom desempenho da digestão anaeróbia responsável pela degradação da matéria orgânica que ocorre neste tipo de reator. No entanto, é indicado observar demais parâmetros para avaliar a real situação do reator, já que uma redução dos valores de pH implica em um

consumo de alta quantidade de alcalinidade, reduzindo a capacidade de tamponamento do meio e um possível acúmulo de ácidos orgânicos no meio poderia estar ocorrendo por consequência de falta de estabilidade e/ou inibição da população microbiana presente (CHERNICHARO, 2008; FORESTI et al., 1999; MOHARRAM; ABDELHALIM; ROZAIK, 2015).

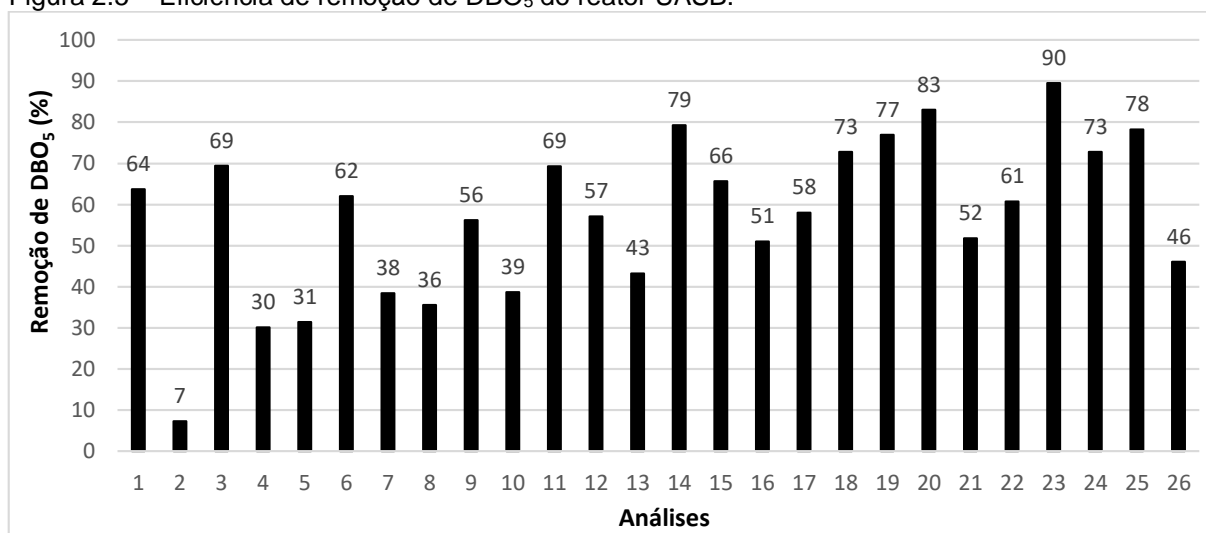
2.3.3 Eficiência de remoção de demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅) e de demanda química de oxigênio (DQO)

Na Figura 2.4 é apresentada as concentrações de entrada e saída de DBO₅, onde é possível observar que o afluente apresenta uma grande variação na concentração de DBO₅; já a saída do reator mostra-se com variações mais brandas, ou seja, mais estável. A variação de concentração da DBO₅ na entrada é devido as características do afluente, o qual por se tratar de água negra (fezes e urina) pode variar conforme hábitos diários dos habitantes. Essa variação é mais facilmente percebida quanto menor o volume a ser tratado.

Figura 2.4 – Concentrações de entrada e saída de DBO₅ do reator UASB.



A eficiência média de remoção de DBO₅ foi de $57,2 \pm 19,0\%$ (Figura 2.5), o que está próximo ao intervalo de 60 a 75% indicado por Von Sperling (2005). Chernicharo et al. (1999) afirmam que as eficiências de remoção de DBO₅ e DQO são significativamente afetadas pelo tempo de detenção hidráulica do reator, de modo que, ao analisar cinco reatores UASB, verificou que a remoção de DBO₅ variou entre 45 e 85% nos sistemas-alvo.

Figura 2.5 – Eficiência de remoção de DBO₅ do reator UASB.

Andrade Neto (1999) apresenta eficiências de remoção de DBO₅ em reatores UASB relacionando-as aos diferentes TDH. Entre outros, o autor cita três reatores, um com eficiência de 84% para um TDH de 7,2h, outro com eficiência de 80% para um TDH de 9h e um terceiro com eficiência de 71% para um TDH de 5,1h.

Nas Figuras 2.6 e 2.7 são apresentadas as concentrações de entrada e saída de DQO e sua eficiência de remoção, respectivamente. E assim como para a DBO₅, a DQO afluente apresenta uma grande variação na concentração, já a saída do reator mostra-se com variações brandas a partir da 9ª análise, com início de uma possível estabilidade a partir da 22ª análise.

Figura 2.6 – Concentrações de entrada e saída de DQO do reator UASB.

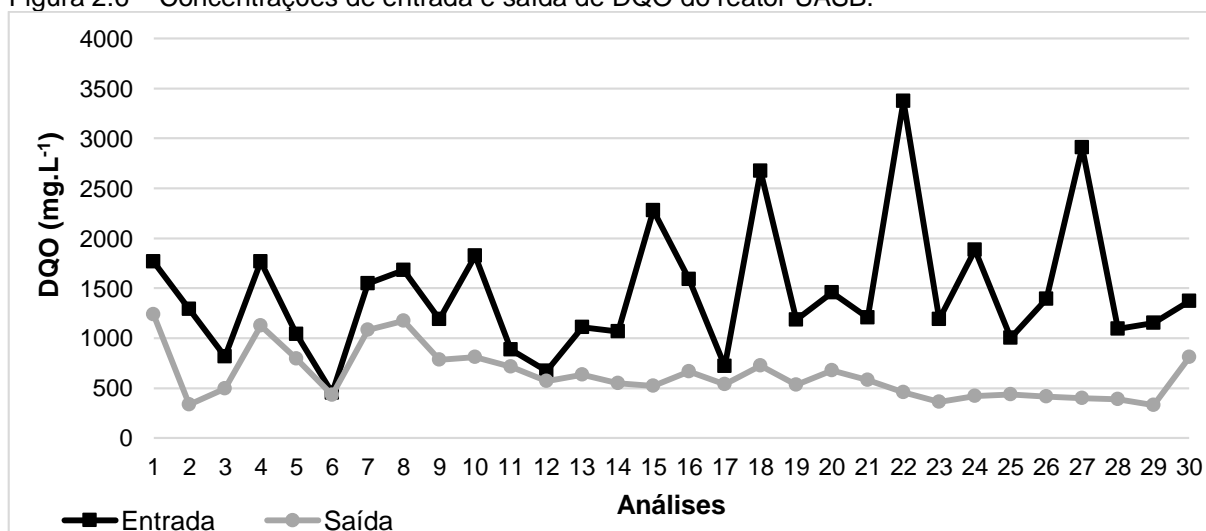
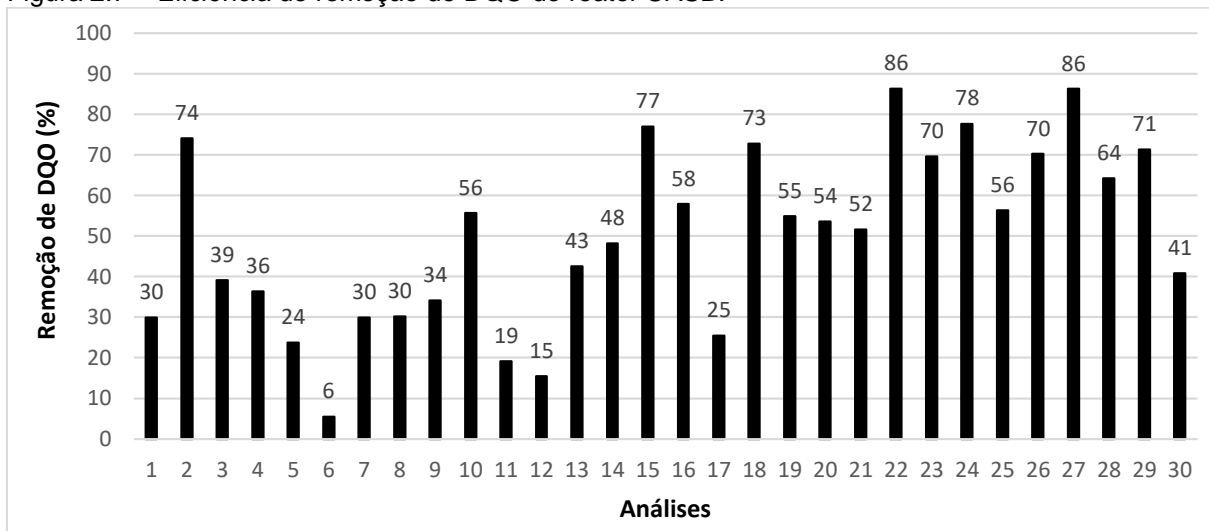


Figura 2.7 – Eficiência de remoção de DQO do reator UASB.



A eficiência média de remoção de DQO foi de $50,0 \pm 21,7\%$, índice próximo ao intervalo de 55,0 a 70,0% indicado por Von Sperling (2005). Chernicharo et al. (1999), analisando a eficiência de cinco reatores UASB para a remoção de DQO, verificou variação entre 40,0 e 75,0%.

Coelho et al. (2004) verificou que após um período para acumular lodo (estabilização), um reator UASB unifamiliar com TDH de 0,5 dia produziu consistentemente um efluente com melhor qualidade do que um tanque séptico convencional que tinha TDH superior a dois dias. Sendo que o custo e o tempo necessário para a construção do reator UASB são muito menores que os da fossa séptica, já que possui dimensões muito menores, podendo ser implementado em uma área muito menor.

Com relação a capacidade do reator UASB de absorver as variações no afluente Oliva (1997) cita que em seu estudo tratando esgoto sanitário, observou que as concentrações afluentes, da maioria das variáveis avaliadas, variaram bastante durante os dias da semana, enquanto as concentrações no efluente se mostraram mais constantes, durante o dia todo.

Andrade Neto (1999) apresenta eficiências de remoção de DQO em reatores UASB relacionando estas com diferentes TDH. Entre outros, o autor cita três reatores: um com eficiência de 67% para um TDH de 7,2 h, outro com eficiência de 70% para um TDH de 9h e um terceiro com eficiência de 62% para um TDH de 5,1 h.

Por outro lado, o resultado aqui encontrado se distancia do de Abbel-Safhy et al. (2009), que obteve eficiência de 68% de remoção de DQO utilizando um reator

UASB para tratar esgoto de alta concentração no Egito; assim como se distancia de Silva e Nour (2005), que obtiveram uma eficiência de 73,7% utilizando um TDH de 8h.

Von Voorthuizen (2008) em seu estudo utilizou um reator de 5 L e TDH de 12h, e assim como neste estudo, tratou água negra, onde a DQO total média era de 1139 mg.L⁻¹. Foi obtido remoção média de 64%, com média de DQO total no efluente de 409 mg.L⁻¹.

De-Graaf et al. (2010), que operaram reator UASB de 50 L tratando água negra à 25°C, obtiveram eficiência de remoção de DQO de 78%, com TDH médio de 8,7 dias.

Juntamente aos resultados obtidos neste estudo é possível concluir a eficácia do reator UASB para tratar altas cargas orgânicas, além de sua capacidade de amortecer os picos de DQO aplicados, sendo uma alternativa viável para o tratamento de águas negras mesmo que em sistemas unifamiliar.

No entanto, não foi possível avaliar a transformação dessa matéria orgânica em biogás. Foram feitas diversas tentativas em sua quantificação, não sendo observadas a sua produção. Porém, não é possível concluir se a produção foi realmente baixa ou se o sistema apresenta falhas na coleta do biogás, sendo necessário maiores estudos desta questão no sistema aplicado.

A Figura 2.8 apresenta a relação entre a taxa de aplicação volumétrica (TAV) e a taxa de remoção volumétrica (TRV) para o parâmetro DBO₅. Enquanto que a Figura 3.9 apresenta a relação TAV e a TRV para o parâmetro DQO.

Tanto para o parâmetro DBO₅ quanto para parâmetro DQO, observou-se que a correlação linear de Pearson entre a eficiência e a TAV foram respectivamente iguais a $r = 0,57$ e $r = 0,65$. Estes resultados indicam que não há uma associação forte entre estas variáveis.

Já as correlações entre TRV e a TAV foram respectivamente iguais a $r = 0,92$ para o parâmetro DBO₅ e $r = 0,93$ para o parâmetro DQO, indicando que as mesmas estão fortemente associadas nos dois parâmetros. Desta forma, o ajuste da regressão linear simples entre TRV e TAV possibilita dizer, a partir do coeficiente de determinação (R²), que 85,02% da TRV foi explicada pela TAV no parâmetro DBO₅ e 86,22% no parâmetro DQO.

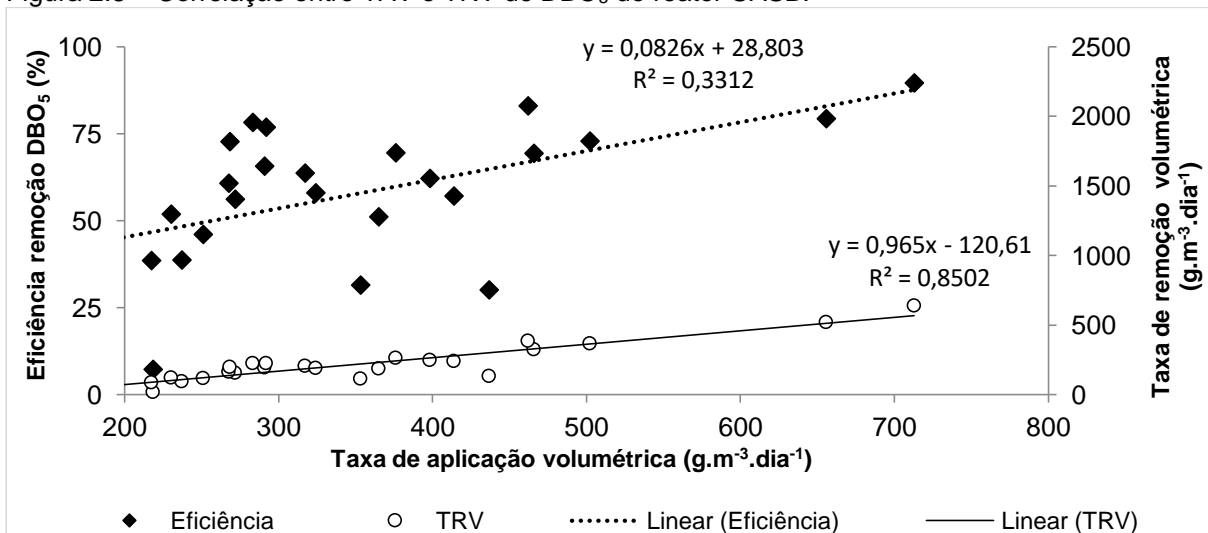
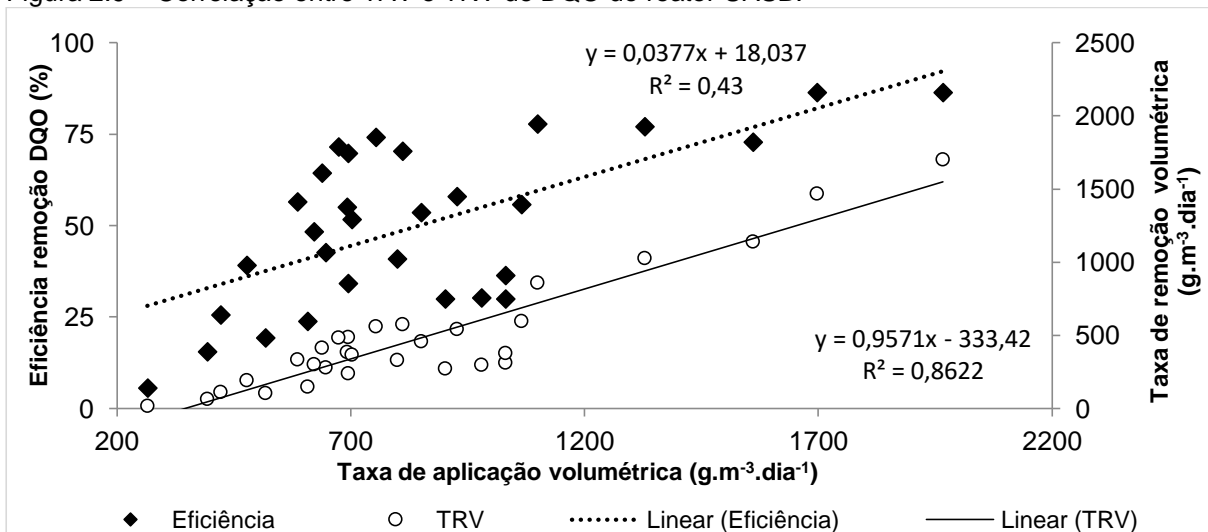
Figura 2.8 – Correlação entre TAV e TRV de DBO₅ do reator UASB.

Figura 2.9 – Correlação entre TAV e TRV de DQO do reator UASB.



2.3.4 Eficiência de remoção de Sólidos Suspensos Totais (SST)

Nas Figuras 2.10 e 2.11 são apresentadas as concentrações de entrada e saída de SST e sua relativa eficiência de remoção, respectivamente. É possível identificar que o afluente apresenta uma grande variação na concentração de SST, enquanto que a saída do reator mostra-se com variações mais brandas.

A eficiência média de remoção de SST foi de $77,8 \pm 17,5\%$, a qual está dentro do intervalo de 65,0 a 80,0% indicado por Von Sperling (2005). Andrade Neto (1999) traz exemplos de eficiências de remoção de SST em alguns reatores UASB, relacionando estas com diferentes TDH. Entre outros, o autor cita três reatores com eficiências de 73% para um TDH de 17h; 79% para um TDH de 9h e de 76% para um TDH de 7h.

Figura 2.10 – Concentrações de entrada e saída de SST do reator UASB.

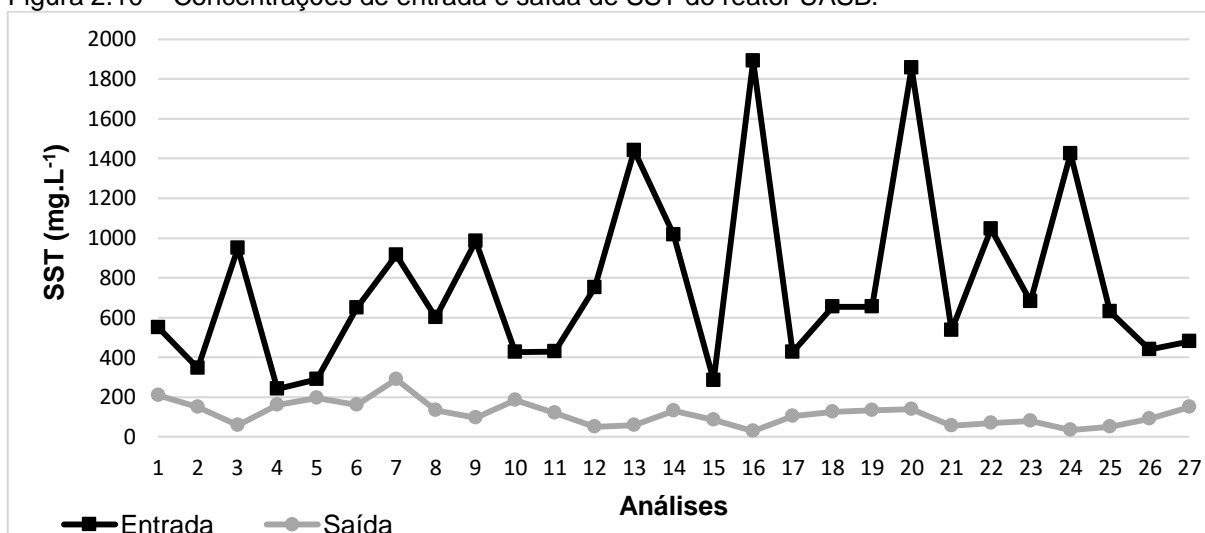
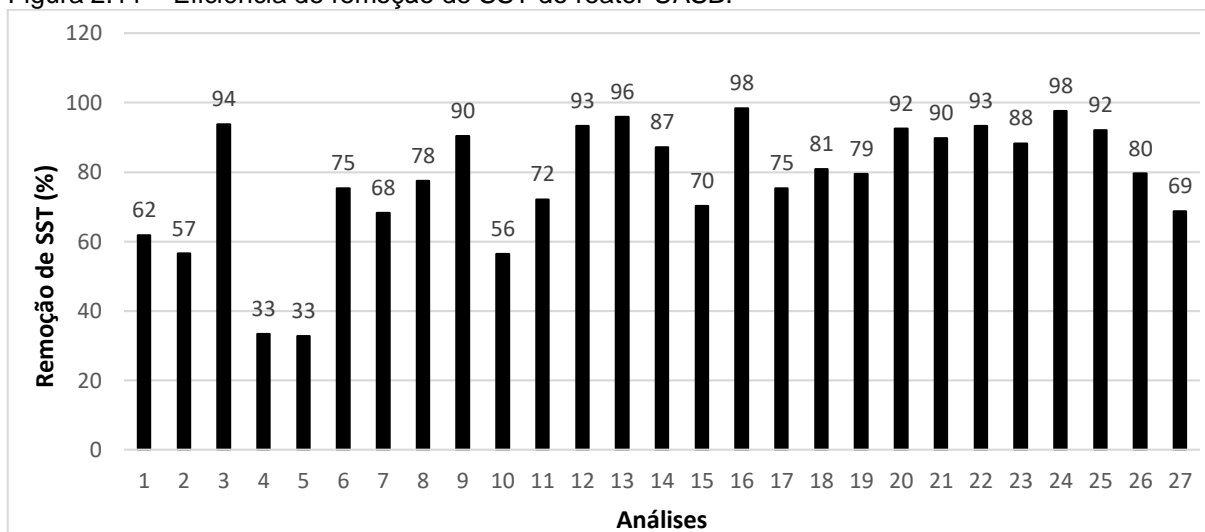


Figura 2.11 – Eficiência de remoção de SST do reator UASB.

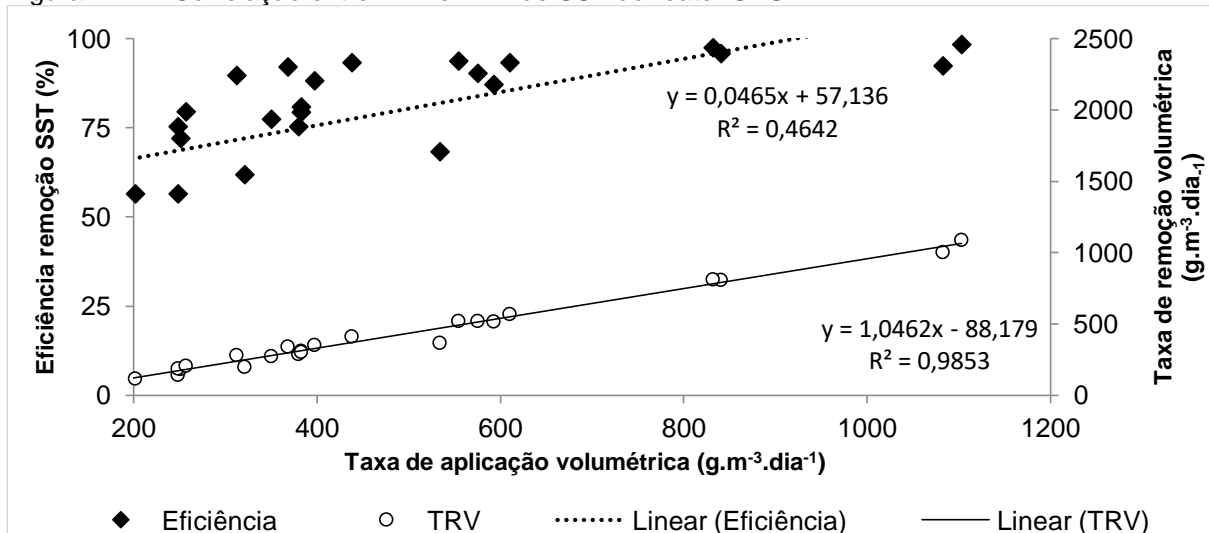


Medeiros (2013), que avaliou um reator UASB instalado na USP-São Carlos, com volume de 18,8 m³ e TDH de 12 horas, observou remoções médias de sólidos suspensos totais de 48%, ou seja, apesar do volume do reator ser muito maior, o TDH aplicado foi bem menor e com isso a eficiência também, comparado a este estudo. Já Santos (2015) observou remoção mais significativa de sólidos suspensos que sólidos totais para tratamento de esgoto sanitário em reator UASB. Dias et al. (2014), também para reator UASB, observou remoção de sólidos suspensos totais de 69 a 71% para períodos chuvosos e secos, respectivamente.

Utilizando um reator compartimentado anaeróbio/aeróbio de baixo custo para tratar esgoto doméstico proveniente da rede coletora pública, Silva e Nour (2005) obtiveram uma eficiência de remoção de SST de 78,8% utilizando um TDH de 8h.

A Figura 2.12 apresenta a relação entre a TAV e a TRV para o parâmetro SST. A correlação linear de Pearson entre a eficiência e a TAV ($r = 0,6813$) indicou que não há uma associação forte entre as mesmas, porém a correlação entre TRV e a TAV ($r = 0,9926$) indica forte associação linear. Desta forma, o ajuste da regressão linear simples entre TRV e TAV apresentou um $R^2 = 0,9853$, possibilitando dizer que 98,53% da TRV foi explicada pela TAV.

Figura 2.12 – Correlação entre TAV e TRV de SST do reator UASB.



2.3.5 Síntese dos parâmetros DBO₅, DQO e SST.

A Tabela 2.3 apresenta a síntese dos dados referentes aos três parâmetros anteriormente discutidos para o reator UASB. Após a eliminação dos dados inconsistentes, as 27 amostras de SST resultaram em uma concentração média na entrada de $762,4 \text{ mg.L}^{-1}$ com desvio padrão de 439,6, além de uma concentração mínima de 240 mg.L^{-1} e máxima de 1890 mg.L^{-1} . Já na saída do sistema, este parâmetro apresentou uma concentração média de $116,7 \text{ mg.L}^{-1}$ e desvio de 59,7.

Após a eliminação dos dados inconsistentes, as 27 amostras de SST resultaram em uma concentração média na entrada de $762,4 \text{ mg.L}^{-1}$ com desvio padrão de 439,6, além de uma concentração mínima de 240 mg.L^{-1} e máxima de 1890 mg.L^{-1} . Já na saída do sistema, este parâmetro apresentou uma concentração média de $116,7 \text{ mg.L}^{-1}$ e desvio padrão de 59,7.

Tabela 2.3 – Média \pm desvio padrão, mínimo e máximo dos parâmetros SST, DBO₅ e DQO avaliados na entrada e saída do reator UASB. Eficiência de cada parâmetro e seu intervalo de 95% de confiança.

Parâmetros	Número de amostras	Entrada (mg.L ⁻¹)	Saída (mg.L ⁻¹)	Valor p*	Eficiência de remoção (%)	IC 95% para eficiência (%)
SST	27	762,4 \pm 439,6 (240; 1890)	116,7 \pm 59,7 (30; 290)	<0,01	77,8 \pm 17,5 (32,8;98,4)	[71,2; 84,4]
DBO ₅	26	589,7 \pm 227,1 (283,1;1221,4)	227,3 \pm 92,3 (105,6; 523)	<0,01	57,2 \pm 19 (7,2;89,6)	[49,9; 64,5]
DQO	30	1452,7 \pm 647,8 (454; 3370)	633,7 \pm 249,4 (330; 1238)	<0,01	50 \pm 21,7 (5,5;86,4)	[42,2; 57,8]
DQO	18	2331,4 \pm 1314 (340; 4481)	804,9 \pm 360,5 (160 ; 1640)	<0,01	60 \pm 15,6 (24,3;88,2)	[52,8; 67,2]

* valor de p resultado do teste t–student, considerando o nível de significância de 5%.

Desta forma, o sistema apresentou uma eficiência média de 77,8 mg.L⁻¹ e desvio padrão de 17,5, com intervalo de confiança de 95% para eficiência média entre 71,2 a 84,4%. Os mesmos resultados para os demais parâmetros também podem ser observados na Tabela 2.3.

Considerando o nível de significância de 5%, observa-se na Tabela 2.3 que os parâmetros SST, DBO₅ e DQO apresentaram diferenças significativas entre a concentração de entrada e de saída, pois seus valores de p foram bastante inferiores que 5%, mais precisamente, $p < 0,01$.

2.3.6 Eficiência de remoção de Nitrogênio e Fósforo

Diferentemente dos outros parâmetros, realizaram-se apenas cinco análises de N_{total} e P_{total} (Tabelas 2.4 e 2.5). Os dados apresentados indicam que em algumas análises houve um aumento na concentração destes nutrientes no efluente do reator (eficiência negativa). Sendo que dentre as cinco análises realizadas de N_{total} (Tabela 2.4), duas apresentaram aumento da concentração na saída, sendo que a maior eficiência de remoção apresentada de foi de 41,5%. A média de remoção dos três valores positivos foi de 19,6%. No entanto, ao considerar a liberação de nutrientes pelo reator UASB, a eficiência de remoção cai para 7,81%.

Já para o P_{total}, dentre 5 análises realizadas (Tabela 2.5), apenas uma apresentou eficiência positiva de 16,67%, o que indica que nas amostras analisadas, houve um aumento da concentração deste nutriente no efluente do reator. Sendo que, ao considerar a liberação de nutrientes pelo reator UASB, a eficiência de remoção cai

para -11,01%.

Tabela 2.4 – Concentrações de N_{total} e eficiência de remoção do reator UASB.

Análises	N_{total} (mg.L ⁻¹)		Eficiência remoção (%)
	Entrada	Saída	
3ª análise	314	283	9,87
6ª análise	672	393	41,52
12ª análise	232	416	-79,31
20ª análise	367	368	-0,27
26ª análise	375	347	7,47
Média ± Desvio Padrão	392 ± 67	361 ± 51	7,81

Tabela 2.5 – Concentrações de P_{total} e eficiência de remoção do reator UASB.

Análises	P_{total} (mg.L ⁻¹)		Eficiência remoção (%)
	Entrada	Saída	
3ª análise	22	30	-36,36
6ª análise	38	39	-2,63
12ª análise	52	59	-13,46
20ª análise	32	45	-41,46
26ª análise	48	40	16,67
Média ± Desvio Padrão	38 ± 12	43 ± 11	-11,01

Como o reator UASB não é projetado pra remoção de nutrientes, ele tende a mantê-los no efluente, no entanto, alguma remoção é obtida quando pequenas frações ficam retidas devido a precipitação de biomassa/sólidos dentro do reator UASB, em razão do fluxo ascensional e altura deste.

Como na maioria das análises foi observado a ocorrência do aumento das concentrações de nitrogênio e fósforo no efluente em relação a concentração afluente, e houve satisfatória remoção de DQO e SST, é possível que tenha ocorrido uma maior liberação da biomassa devido a variação da matéria orgânica afluente, já que poderia estar ocorrendo uma sobrecarga de alimentos para as bactérias; onde o número de bactérias que normalmente morrem aumentam, liberando biomassa que é composta por nutrientes no efluente. Liberação de nutrientes também foram relatadas por Slompo (2018) e Valdez (2016), que estudaram um reator UASB tratando água negra.

Para estes parâmetros, Von Sperling (2005) considera uma eficiência média de remoção menor que 60% de N_{total} e menor que 35% de P_{total} para reatores UASB. E ao contrário do obtido no presente estudo, vários autores relatam eficiências na remoção de nutrientes em reatores UASB.

De Graaf et al. (2010), operando um reator UASB (50 L), alimentado com água

negra, com TDH médio de 8,7 dias, observaram remoção de até 9% de nitrogênio, enquanto 40% do fósforo foi removido, devido, principalmente, à remoção de sólidos em suspensão.

Oliveira e Santana (2011) avaliaram um sistema de tratamento constituídos por dois reatores UASB em série, tratando efluente de suinocultura, com TDH aplicados de 28 e 11 h, e de 14 e 6 h, nos reatores 1 e 2, respectivamente. A remoção de N_{total} pelo sistema variou de 21 a 63%, estando o menor valor correlacionado com o arraste de lodo devido à redução do TDH do R2 de 11 para 6 horas. As remoções médias de fósforo total no R1 variaram de 49 a 59%, enquanto no R2, devido aos baixos TDH (11 e 6 h), ocorreu arraste de lodo e, conseqüentemente, aumentou a concentração no efluente. Estes resultados demonstram como o TDH pode influenciar na eficiência de um reator e o cuidado que se deve ter ao escolher o TDH adequado.

Porém, por serem poucos dados analisados tendo em vista a extensão da análise experimental (32 coletas/análises), os resultados da eficiência de remoção de N_{total} e P_{total} para este reator não podem ser considerados conclusivos, sugerindo-se então um aprofundamento no estudo destes parâmetros para o sistema de tratamento utilizado na presente pesquisa.

2.3.7 Eficiência de remoção de *E. coli*

Devido à ocorrência da queima de um aparelho necessário para a realização das análises deste parâmetro, foram realizadas apenas 7 análises dentre as 32 amostras coletadas. Como pode ser observado na Tabela 2.6, a média de remoção de *E. coli* foi de 0,72 log. Von Sperling (2005) afirma que reatores UASB apresentam eficiência de, aproximadamente, 1 log na remoção desses microrganismos. Contudo, um maior número de dados se faz necessário para que se torne viável estabelecer relações mais conclusivas sobre este parâmetro.

Slompo (2018) alcançou remoções de *E. coli* que variaram de 1,26 a 3,04 log para um reator UASB tratando água negra, sendo que o reator possuía um volume de 640 L, com TDH de 3 dias, no entanto, considerou bastante elevada as eficiências para um reator UASB, que não tem como objetivo a remoção de microrganismos.

Tabela 2.6 – Valores de *E. coli* para a entrada e saída do reator UASB e sua eficiência de remoção.

Análises	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)		Eficiência remoção (Log)
	Entrada	Saída	
3ª análise	4,10E+07	3,41E+06	1,08
5ª análise	6,30E+06	1,30E+06	0,69
6ª análise	7,40E+06	3,45E+06	0,33
7ª análise	3,10E+06	1,79E+06	0,24
8ª análise	2,26E+07	5,79E+06	0,59
9ª análise	1,97E+07	2,09E+06	0,97
10ª análise	7,54E+07	5,47E+06	1,14
Média ± Desvio Padrão	1,53E+07 ± 2,57 E+07	2,92E+06 ± 1,76 E+06	0,72

Oliveira e Santana (2011), ao avaliarem dois reatores em série e escala piloto, operando com efluente de suinocultura, observaram eficiências de remoção de coliformes termotolerantes, no primeiro reator, entre 71,33 e 98,93%, para TDH de 28 e 14 h. No efluente do segundo reator, os números de coliformes se mantiveram, ou até aumentaram em relação a concentração afluyente, em virtude dos menores TDH (11 e 6 h).

Já Dama et al. (2002) que avaliaram um reator anaeróbio compartimentado em escala piloto, com TDH de 20 h e tratando uma mistura de esgoto sanitário e efluente têxtil; observaram concentração de coliformes totais no afluyente e efluente do reator de $>3,9 \times 10^5$ e $4,3 \times 10^4$ UFC.100mL⁻¹, respectivamente. A concentração de *E. coli*, no afluyente e efluente foi de $>3,9 \times 10^5$ e 7×10^3 UFC.100mL⁻¹, respectivamente – equivalente a remoções de coliformes totais e *E. coli* de, aproximadamente, 88,79 e 98,20%, respectivamente.

Raboni, Gavasci e Urbini (2014), citam que é possível que as elevadas remoções observadas possam ocorrer devido à TDHs mais elevados e não necessariamente a remoção de sólidos suspensos. Sendo assim, talvez uma maior eficiência não tenha ocorrido devido à grande liberação de nutrientes, que também significa uma liberação de biomassa, já que o presente reator trabalhou com um alto de 1,71 dias e obteve satisfatórias eficiências de remoção de matéria e SST.

2.4 CONSIDERAÇÕES

Os resultados obtidos permitiram realizar as seguintes considerações:

- A eficiência de remoção dos parâmetros SST, DBO5 e DQO se mostra coerente com os valores encontrados na literatura, indicando que o sistema apresenta um

desempenho satisfatório ao tratar um efluente com altas concentrações nas condições de operação escolhida.

- Poucos são os trabalhos publicados no Brasil em relação ao uso de reatores UASB no tratamento de esgoto unifamiliares, de alta concentração e de baixas vazões, como foi feito neste trabalho. Os trabalhos encontrados para este tipo de efluente abordam sistemas como a Fossa Séptica Biodigestora, tanques sépticos e vermifiltração;
- Apesar de apresentar um desempenho satisfatório em relação aos três parâmetros acima citados, a geração de biogás não foi observada. Dessa forma, não foi possível a sua quantificação e tampouco sua caracterização quanto à qualidade do biogás produzido.
- A análise do lodo proveniente deste sistema não foi realizada, sendo um sugestão para futuras pesquisas.

REFERÊNCIAS

ABDEL-SHAFY, H. I. et al. Integrated system for the treatment of blackwater and greywater via UASB and constructed wetland in Egypt. **Desalination and Water**

ANDRADE NETO et al. Decanto-digestores. IN: CAMPOS, J. R. (COORD.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

ANDREOLI, C. V. (Coord.). **Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, gerenciamento e destino final**. Rio de Janeiro: ABES, 2009

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods of the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington, DC: APHA, 2005.

BASTOS et al. Introdução. In: Bastos, R. K. X. (Coord.). **Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura**. Rio de Janeiro: ABES, 2003. p.1-22.

BRASIL. FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE (FUNASA). **Saneamento rural**. IN:_____. Engenharia de Saúde Pública, 2012. Disponível em <<http://www.funasa.gov.br/site/engenharia-de-saude-publica-2/saneamento-rural/>> Acesso em 10 abr. 2014.

BRASIL. **Lei n. 11.445, de 5 de janeiro de 2007**. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico e para a política federal de saneamento básico. Brasília, DF, 2007. Disponível em <www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm> Acesso em: 20 nov. 2017.

BRASIL. MINISTÉRIO DAS CIDADES. **Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB)**. 2014. Disponível em <<http://www.cidades.gov.br/saneamento->

idades/plansab/texto-do-plansab> Acesso em 20 nov. 2017

CAPODAGLIO, A. Integrated, decentralized wastewater management for resource recovery in rural and peri-urban areas. **Resources**, v. 6, n. 2, p. 22, 2017.

CHERNICHARO, C. A. de L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2008.

CHERNICHARO, et al. Reatores anaeróbios de manta de lodo. In: CAMPOS, J.R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 155-198.

COELHO, A.L.S.S.; NASCIMENTO, M.B.H.; CAVALCANTI, P.F.F.; HAANDEL, A.C. (2003) The UASB reactor as an alternative for the septic tank for on-site sewage treatment accepted for publication. *Water Science Technology*, n. 48, v. 11-12, p. 221-226.

DAMA, P. et al. Pilot-scale study of an anaerobic baffled reactor for the treatment of domestic wastewater. **Water Science and Technology**, v 46(9), p 263–270. 2002.

DE GRAAFF M. S. **Resource recovery from black water**, Wageningen University, Wageningen. pp. 192. 2010.

DIAS, D. F C et al. Overall performance evaluation of shallow maturation ponds in series treating UASB reactor effluent : Ten years of intensive monitoring of a system in Brazil. **Ecological Engineering**, v. 71, p. 206–214 , 2014.

ELIAS, M. C. **Reator UASB: desenho para instalação**. 2017.

FAUSTINO, A. S. et al. Estudos físico-químicos do efluente produzido por fossa séptica biodigestora e o impacto do seu uso no solo. Dissertação (MESTRADO) UFSCAR. 2007.

FLASCHE, K. Possible Applications and Performance of Small-Scale Wastewater Treatment Plants. Ph.D. Thesis, University of Hanover, Hanover, Germany, 2002.

FORESTI, E et al. Fundamentos do tratamento anaeróbio. In: CAMPOS, J.R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 29-52.

GREEN, W.; HO, G. Small scale sanitation technologies. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 10, p. 29-38, 2005.

HO, G. Small water and wastewater systems: Pathways to sustainable development?. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 11-12, p. 7-14, 2004.

JUNIOR, A. J. et al. Avaliação do desempenho de dois sistemas modulares no tratamento anaeróbio de esgotos em comunidades rurais. **Engenharia Agrícola**, v.27, n.3, p.794-803, 2007.

LEW, B. et al. An integrated UASB-sludge digester system for raw domestic wastewater treatment in temperate climates. **Bioresource technology**, v. 102, n. 7,

p. 4921-4924, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.01.030>

MEDEIROS, R. C. (2013). Avaliação do comportamento dos protozoários – Giardia spp. e Cryptosporidium spp. – e de micro-organismos indicadores frente ao tratamento de esgoto sanitário. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2013.

METCALF; EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5 ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

MINGOTI, S. A. **Análise de dados através de estatística multivariada: uma abordagem aplicada**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005.

MOHARRAM, M. A.; ABDELHALIM, H. S. e ROZAIK, E. H. Anaerobic up flow fluidized bed reactor performance as a primary treatment unit in domestic wastewater treatment. **Housing and Building National Research Center**, 2015.

MOHSEN, M. S. Water strategies and potential of desalination in Jordan. **Desalination**, v. 203, n. 1-3, p. 27-46, 2007.

MOHSEN, M. S. Water strategies and potential of desalination in Jordan. **Desalination**, v. 203, n. 1-3, p. 27-46, 2007.

NOVAES, A. P. et al. **Utilização de uma fossa séptica biodigestora para melhoria do Saneamento Rural e desenvolvimento da Agricultura Orgânica**. Embrapa Instrumentação Agropecuária, 2002.

OLIVA, L. C. H. V. **Tratamento de esgotos sanitários com reator anaeróbio de manta de lodo (UASB). Protótipo: desempenho e respostas dinâmicas às sobrecargas hidráulicas**. Tese de Doutorado em Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos – USP, São Carlos, SP. 1997.

OLIVEIRA, R. A.; SANTANA, A. M. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em dois estágios seguidos de reator operado em batelada sequencial (RBS). **Eng. Agríc., Jaboticabal**, v.31(1), p 178-192. 2011.

PARKINSON, J.; TAYLER, K. Decentralized wastewater management in peri-urban areas in low-income countries. **Environment and Urbanization**, v. 15, n. 1, p. 75-90, 2003.

RABONI, M.; GAVASCI, R.; URBINI, G. UASB followed by Sub-Surface Horizontal Flow Phytodepuration for the Treatment of the Sewage Generated by a Small Rural Community. **Sustainability**, v. 6, p. 6998-7012. 2014.

SANTOS, P. R. Ocorrência e remoção dos protozoários patogênicos Giardia spp. e Cryptosporidium spp. em sistemas de tratamento de esgoto sanitário. Dissertação (Mestrado). 175f. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2015.

SANTOS, S. L. et al. Design optimization of a simple, single family, anaerobic sewage treatment system. **Water Practice and Technology**, v. 12, n. 1, p. 55-71, 2017.

SILVA, G. H. R; NOUR, E. A. A. Reator compartimentado anaeróbio/aeróbio: Sistema de baixo custo para tratamento de esgotos de pequenas comunidades. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9, n.2, p.268-275, 2005.

SILVA, J. A. et al. Tratamento de esgoto sanitário de baixa carga utilizando reator compartimentado anaeróbio/aeróbio em escala piloto. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 3, 2017.

SLOMPO, N. D. M. **Monitoramento e avaliação de sistema de tratamento para águas negras composto por reator UASB, fotobiorreator, flotação e processos de desinfecção**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 2018.

VALDEZ, F. Q. Ocorrência e remoção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. em Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB) operando com esgoto sanitário e águas negras simuladas. 157 f. Dissertação (mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, São Carlos. 2016.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Anaerobic sewage treatment: a practical guide for regions with a hot climate**. John Wiley & Sons, 1994..

VAN VOORTHUIZEN, E. et al. Biological black water treatment combined with membrane separation. **Water research**, v. 42, n. 16, p. 4334-4340, 2008.

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

WHO. Water supply and sanitation: basic human rights, fundamental in poverty alleviation. 2003. Available online, URL: http://www.who.int/water_sanitation_health/en/watersupplyuk.pdf (accessed 12/2003).

WILDERER, P. A. UN water action decade: a unique challenge and chance for water engineers. **Water science and technology**, v. 51, n. 8, p. 99-107, 2005.

ZAMALLOA, C. et al. Performance of a lab-scale bio-electrochemical assisted septic tank for the anaerobic treatment of black water. **New biotechnology**, v. 30, n. 5, p. 573-580, 2013.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os sistemas anaeróbios analisados neste estudo apresentaram eficiências de remoção adequadas em relação aos parâmetros SST, DBO₅ e DQO quando comparados, de forma genérica, com a literatura de referência.

Considera-se que a tecnologia social denominada Fossa Séptica Econômica se apresenta como uma alternativa tecnológica viável para o grande déficit de cobertura de tratamento de esgoto unifamiliares nas áreas rurais do país devido ao seu custo ser acessível, principalmente para a população de baixa renda.

Por serem sistemas que estão operando em escala real e sujeitos às variações ambientais em campo, não é possível fixar alguns parâmetros como, por exemplo, a carga hidráulica volumétrica, a carga orgânica volumétrica e a temperatura de operação.

A utilização de inóculos, como orientado para a operação da FSB da EMBRAPA em que é colocada uma mistura de 20 L, contendo 50% de água e 50% de esterco bovino a cada mês, guardadas as devidas proporções, pode ser uma prática a ser realizada na FSE com o intuito de verificar se, com isto, haverá um aumento da eficiência do sistema na remoção de matéria orgânica.

REFERÊNCIAS

- AHMED, W.; NELLER, R.; KATOULI, M. Evidence of septic system failure determined by a bacterial biochemical fingerprinting method. **Journal of Applied Microbiology**, v. 98, n. 4, p. 910-920, 2005.
- AIYUK, S. et al. Anaerobic and complementary treatment of domestic sewage in regions with hot climates—A review. **Bioresource technology**, v. 97, n. 17, p. 2225-2241, 2006.
- ANDRADE NETO et al. Decanto-digestores. IN: CAMPOS, J. R. (COORD.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.
- ANDREOLI, C. V.; POMPEO, R. P. Introdução. In: ANDREOLI, C. V. (COORD.). **Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, gerenciamento e destino final**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. p. 19-40.
- ANIL, R.; NEERA, A. L. Modified septic tank treatment system. **Procedia Technology**, v. 24, p. 240-247, 2016.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 7229**. Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro: ABNT, 1993.
- ÁVILA, R. O. Avaliação do desempenho de sistemas tanque sépticofiltro anaeróbio com diferentes tipos de meio suporte. 2005. 166 f. Tese (Mestrado em ciências em engenharia civil) - Curso de mestrado em Engenharia Civil. UFRJ, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- BANCO DO BRASIL. **Tecnologias Sociais: Fossas Sépticas Econômicas** (Finalista 2011 do Prêmio FBBTS). Brasília (DF): 2014a. Disponível em: <<http://tecnologiasocial.fbb.org.br/tecnologiasocial/banco-de-tecnologias-sociais/pesquisar-tecnologias/fossas-septicas-economicas.htm>> Acesso em 15 set. 2018.
- _____. **Tecnologias Sociais: Fossas Sépticas Econômicas e Quintais Agroecológicos** (Certificada em 2013). Brasília (DF): 2014b. Disponível em: <<http://tecnologiasocial.fbb.org.br/tecnologiasocial/banco-de-tecnologias-sociais/pesquisar-tecnologias/detalhar-tecnologia-154.htm>> Acesso em 15 set. 2018.
- BASTOS et al. Organismos patogênicos e efeitos sobre a saúde humana. In: GONÇALVES, R. F. (Coord.). **Desinfecção de efluentes sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2003. p.27-88.
- BELTRÁN, N. A.; JIMÉNEZ, B. E. Faecal coliforms, faecal enterococci, Salmonella typhi and Acanthamoeba spp. UV inactivation in three different biological effluents. **Water SA**, v. 34, n. 2, p. 261-270, 2008.
- BRADLEY, B. R. et al. Evaluation of onsite wastewater treatment technologies using sustainable development criteria. **Clean Technologies and Environmental Policy**,

v. 4, n. 2, p. 87-99, 2002.

BRASIL. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios - 2012**. Disponível em <<https://ww2.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/trabalhoerendimento/pnad2012/default.shtm>> Acesso em 10 abr. 2014.

BUSTOS, Y. et al. Disinfection of Primary Municipal Wastewater Effluents Using Continuous UV and Ozone **Treatment**. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 2014, 2014.

CAMPOS, José Roberto et al. Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. In: **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. ABES, 1999.

CAPODAGLIO, A. Integrated, decentralized wastewater management for resource recovery in rural and peri-urban areas. **Resources**, v. 6, n. 2, p. 22, 2017.

CASSINI, S. T. (Coord.). **Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás**. Vitória: ABES, 2003. 196 p.

CHERNICHARO, C. A. de L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2008.

CHERNICHARO, C. A. L. Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 5, n. 1, p. 73-92, 2006.

CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFMG, v.5, 2 ed., 2007.

CHERNICHARO, et al. Reatores anaeróbios de manta de lodo. In: CAMPOS, J.R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 155-198.

DAGNINO, R. (Org.). **Tecnologia social: ferramenta para construir outra sociedade**. Campinas, SP: IG/UNICAMP, 2009.

DIAS, R. B. Tecnologias sociais e políticas públicas: lições de experiências internacionais ligadas à água. **Inclusão Social**, v. 4, n. 2, 2011.

FAUSTINO, A. S. et al. Estudos físico-químicos do efluente produzido por fossa séptica biodigestora e o impacto do seu uso no solo. Dissertação (MESTRADO) UFSCAR. 2007.

FENWICK, A. Waterborne infectious diseases—could they be consigned to history?. *Science*, v. 313, n. 5790, p. 1077-1081, 2006.

FONSECA, A. F. et al. Treated sewage effluent as a source of water and nitrogen for Tifton 85 bermudagrass. **Agricultural Water Management**, v. 87, n. 3, p. 328-336,

2007.

FORESTI, E. et al. Fundamentos do tratamento anaeróbio. In: CAMPOS, J.R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 29-52.

FRADE, P. R. et al. Caracterização de esgoto oriundo de fossa séptica biodigestora e os efeitos de sua aplicação no solo. **Anais do 42º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, ABES, 2017.

FRANCESCHINI, G. **Autogestão e tecnologia em cooperativa de catadores/as de resíduo**: uma análise intersubjetiva sob a óptica do campo ciência, tecnologia e sociedade. 2012. 144 f. Dissertação (Mestrado em Ciência, Tecnologia e Sociedade) – Centro de Educação e Ciências Humanas, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2011.

FREIRE, P. **Extensão ou comunicação?** 4. ed. Rio de Janeiro: Paz e Terra: 1983. 93 p.

HARTMANN et al. Definições, histórico e estimativas de geração de lodo séptico no Brasil. In: ANDREOLI, C. V. (Coord.). **Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, gerenciamento e destino final**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. p.24-75.

HINRICHSEN D.; ROBEY B. Population and the Environment: The Global Challenge. Population Reports. Series M, No. 15. Population Information Program, Johns Hopkins University School of Public Health; and United Nations Environment Programme: Baltimore, MD. 2000.

JAMSHIDI, S. et al. Wastewater treatment using integrated anaerobic baffled reactor and Bio-rack wetland planted with Phragmites sp. and Typha sp. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, v. 12, n. 1, p. 131, 2014.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 5 ed. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária – ABES Rio de Janeiro, 904p, 2009.

KUJAWA-ROELEVELD, K.; ZEEMAN, G. Anaerobic Treatment in Decentralised and Source-Separation-Based Sanitation Concepts. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology** 5:115-139. 2006.

LARSEN, T.A., ALDER, A.C., EGGEN, R.I.L., MAURER, M., LIENERT, J. Source separation: will we see a paradigm shift in wastewater handling? *Environ. Sci. Technol.* 43, 6121e6125. 2009.

LEONEL, L. F.; MARTELLI, L. F. A.; SILVA, W. T. L. Avaliação do efluente de fossa séptica biodigestora e jardim filtrante. **III Symposium on Agricultural and Agroindustrial Waste Management**, 12 a 14 de março de 2013, São Pedro, SP, Brasil, 2013.

LETTINGA, G. et al. UASB-process design for various types of wastewaters. **Water Science Technology**, Vol. 24, p. 87-107, 1991.

LIMA, A. B. B. V. **Pós-Tratamento de Efluente de Reator Anaeróbio em Sistema Sequencial constituído de Ozonização em Processo Biológico Aeróbio**. São Carlos. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo. 2006.

LIU, Y. et al. Mechanisms and models for anaerobic granulation in upflow anaerobic sludge blanket reactor. **Water Research**, v.37, p. 661-673, 2003.

LOFTI, P. C. S. **Avaliação preliminar da eficiência de fossas biodigestoras no tratamento de esgoto unidomiciliar**: assentamento Nova São Carlos e Santa Helena, São Carlos (SP). 2016. Monografia – Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

LOURENÇÃO, J. Avaliação da Resistência de Microrganismos Patogênicos à Desinfecção Sequencial com Ozônio-Radiação Ultravioleta e Cloro-Radiação Ultravioleta. São Carlos, 2009. 141p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 2009.

LUOSTARINEN, S. A.; RINTALA, J. A. Anaerobic on-site treatment of black water and dairy parlour wastewater in UASB-septic tanks at low temperatures. **Water Research**, v. 39, n. 2-3, p. 436-448, 2005.

LUOSTARINEN, S. et al. Effect of temperature on anaerobic treatment of black water in UASB-septic tank systems. *Bioresource technology*, v. 98, n. 5, p. 980-986, 2007.

MADRID, F. J. P. L. **Aplicação da vermifiltração no tratamento de esgoto sanitário**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2016.

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.

MELFI, A.J.; MONTES, C. R. “Impacto dos bio sólidos sobre o solo”. In: TSUTIYA, M.T.; COMPARINI, J.B.; ALEM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, de P. de C.T. de; MELFI, A.J.; MELO, W.J. de; MARQUES, M.O. (Eds.). *Bio sólidos na agricultura*. São Paulo: Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, 2001. p. 243-287.

MEULER, S.; PARIS, S.; HACKNER, T. Membrane bio-reactors for decentralized wastewater treatment and reuse. **Water Science and Technology**, v. 58, n. 2, p. 285-294, 2008.

MIRANDA, T.L. “Uso de águas residuárias em irrigação agrícola”. Dissertação (Mestrado) Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995, 111p.

MOHSEN, M. S. Water strategies and potential of desalination in Jordan. **Desalination**, v. 203, n. 1-3, p. 27-46, 2007.

- NASR, F. A.; MIKHAEIL, B. Treatment of domestic wastewater using modified septic tank. **Desalination and Water Treatment**, v. 56, n. 8, p. 2073-2081, 2015.18,9
- NOGUEIRA, R., BRITO, A.G., MACHADO, A.P., JANKNECHT, P., SALAS, J.J., VERA, L., MARTEL, G. Economic and environmental assessment of small and decentralized wastewater treatment systems. *Desal. Water Treat.* 4 (1e3), 16e21. 2009.
- NOVAES, A. P. et al. Saneamento Básico na Área Rural. In: Claudio Spadotto; Wagner Ribeiro. (Org.). **Gestão de Resíduos na Agricultura e na Agroindústria**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, 2006, p. 262-275.
- NOVAES, A. P. et al. **Utilização de uma fossa séptica biodigestora para a melhoria do saneamento rural e desenvolvimento da agricultura orgânica**. São Carlos: Embrapa Instrumentação, 2002. 5 p. (Série Embrapa Instrumentação Agropecuária, Documento 46).
- OPHER, T.; FRIEDLER, E. Comparative LCA of decentralized wastewater treatment alternatives for non-potable urban reuse. **Journal of environmental management**, v. 182, p. 464-476, 2016.
- OTERO, M. L.; JARDIM, F. A. Reflexões sobre a construção do conceito de tecnologia social. Instituto de Tecnologia Social. In: LASSANCE JÚNIOR, A. E. et. al. **Tecnologia social: uma estratégia para o desenvolvimento**. Rio de Janeiro: Fundação Banco do Brasil, 2004. p. 117- 32.
- PASSEGGI, M. et al. Modified UASB reactor for dairy industry wastewater: performance indicators and comparison with the traditional approach. **Journal of Cleaner Production**, 26, 90 – 94, 2012.
- PASSIG, F. H. **Reator anaeróbio híbrido para tratamento de esgoto sanitário**. 151p. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos. 2005.
- PERES, L. J. S. et al. Eficiência do tratamento de esgoto doméstico de comunidades rurais por meio de fossa séptica biodigestora. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**. v. 7, n. 1, 2010.
- POSTIGO, M. D. et al. Avaliação da eficiência de fossa séptica de baixo custo desenvolvida para o saneamento rural. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, v. 14, n. 1, 2017.
- REDE DE TECNOLOGIA SOCIAL. Tecnologia social – **Documento constitutivo**. Brasília, 2005. Disponível em: <<http://www.rts.org.br>>. Acesso em: 15 jan. 2010
- RUTKOWSKI, J.; LIANZA, S. Sustentabilidade de empreendimentos solidários: que papel espera-se da tecnologia? In: RTS. **Tecnologia Social: uma estratégia para o desenvolvimento**. Rio de Janeiro: Fundação Banco do Brasil, 2004. p.167-86.
- SAADI, I.; BORISOVER, M.; ARMON, R.; LAOR, Y. “Monitoring of effluent DOM biodegradation using fluorescence, UV and DOC measurements”. *Chemosphere*, v.

63, p. 530-539, 2006.

SANTOS, S. L. et al. Design optimization of a simple, single family, anaerobic sewage treatment system. **Water Practice and Technology**, v. 12, n. 1, p. 55-71, 2017.

SERAFIM, M. P.; DIAS, R. de B. Tecnologia social e tratamento de esgoto na área rural. IN: COSTA, A. B. (Org.). **Tecnologia social e políticas públicas**. São Paulo: Instituto Pólis; Brasília: Fundação Banco do Brasil, 2013. p.184-206.

SHARMA, M. K.; KAZMI, A. A. Anaerobic onsite treatment of black water using filter-based packaged system as an alternative of conventional septic tank. **Ecological Engineering**, v. 75, p. 457-461, 2015.

SHEHABI, A., STOKES, J.R., HORVATH. AEnergy and air emission implications of a decentralized wastewater system. *Environ. Res. Lett.* 7 (2). 2012.

SILVA, L. S. M et al. Tratamento de águas residuárias domésticas por zona de raízes de macrófitas em uma residência na cidade de Marabá-PA. **Anais do 42º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, ABES, 2017.

SINGER, P.; KRUPPA, S. M. Senaes e a economia solidária – democracia e participação ampliando as exigências de novas tecnologias sociais. In: LASSANCE JÚNIOR, A. E. et. al. **Tecnologia social: uma estratégia para o desenvolvimento**. Rio de Janeiro: Fundação Banco do Brasil, 2004. p. 89-102.

SLOMPO, N. D. M. **Monitoramento e avaliação de sistema de tratamento para águas negras composto por reator UASB, fotobiorreator, flotação e processos de desinfecção**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 2018.

SOARES, M. T. S. et al. Eficiência de Fossa Séptica Biodigestora na Redução de Parâmetros Biológicos em Esgoto Originado de Água Doce ou Salobra, na Borda Oeste do Pantanal. **Cadernos de Agroecologia**. Vol. 11, N. 2. 2016b

SOARES, M. T. S. et al. Parâmetros Físico-Químicos e Eficiência de Fossa Séptica Biodigestora na Redução da Carga orgânica de Esgoto Originado de Água Doce ou Salobra, na Borda Oeste do Pantanal. **Cadernos de Agroecologia**. Vol. 11, N. 2. 2016a.

TONETTI, A. L. et al. **Tratamento de esgotos domésticos em comunidades isoladas: referencial para a escolha de soluções**. Campinas: Biblioteca/Unicamp, 2018.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Anaerobic sewage treatment: a practical guide for regions with a hot climate**. John Wiley & Sons, 1994.

VAN HAANDEL, A. et al. Anaerobic reactor design concepts for the treatment of domestic wastewater. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 5, n. 1, p. 21-38, 2006.

VAN HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. (1994) *Anaerobic sewage treatment: a*

practical guide for regions with a hot climate. Nova York: John Wiley and Sons.

VAN VOORTHUIZEN, E. et al. Biological black water treatment combined with membrane separation. **Water research**, v. 42, n. 16, p. 4334-4340, 2008.

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

WENDLAND, C. et al. Anaerobic digestion of blackwater from vacuum toilets and kitchen refuse in a continuous stirred tank reactor (CSTR). **Water Sci. Technol.** 55, 187–194. 2007.

ZAGO, M.; DUSI, L. TRATAMENTO DE ESGOTO POR FOSSA SÉPTICA E UNIDADES COMPLEMENTARES: ESTUDO DE CASO NA CIDADE DE FRAIBURGO-SC. **Ignis: Periódico Científico de Arquitetura e Urbanismo, Engenharias e Tecnologia da Informação**, v. 6, n. 2, 2018.

ZAHEDI, A. et al. Public health significance of zoonotic *Cryptosporidium* species in wildlife: critical insights into better drinking water management. **International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife**, 2015.

ZAMALLOA, C. et al. Performance of a lab-scale bio-electrochemical assisted septic tank for the anaerobic treatment of black water. **New biotechnology**, v. 30, n. 5, p. 573-580, 2013.

ZEEMAN, G. et al. Anaerobic treatment as a core technology for energy, nutrients and water recovery from source-separated domestic waste (water). **Water Science and Technology** 57:1207 – 1212. 2008.

APÊNDICE – FIGURAS ADICIONAIS

A seguir são apresentadas fotos adicionais dos locais de instalações dos sistemas de tratamento e outros detalhes.

Figura A.1 – Local onde a FSE de Bauru/SP foi implantada - Assentamento Horto-Aimorés



Fonte: Próprio autor, 2016.

Figura A.2 – Implantação da FSE em Bauru/SP.



Fonte: Próprio autor, 2016.

Figura A.3 – Entulho utilizado na vala de infiltração



Fonte: Próprio autor, 2016.

Figura A.4 – Área do fundo da vala de infiltração.



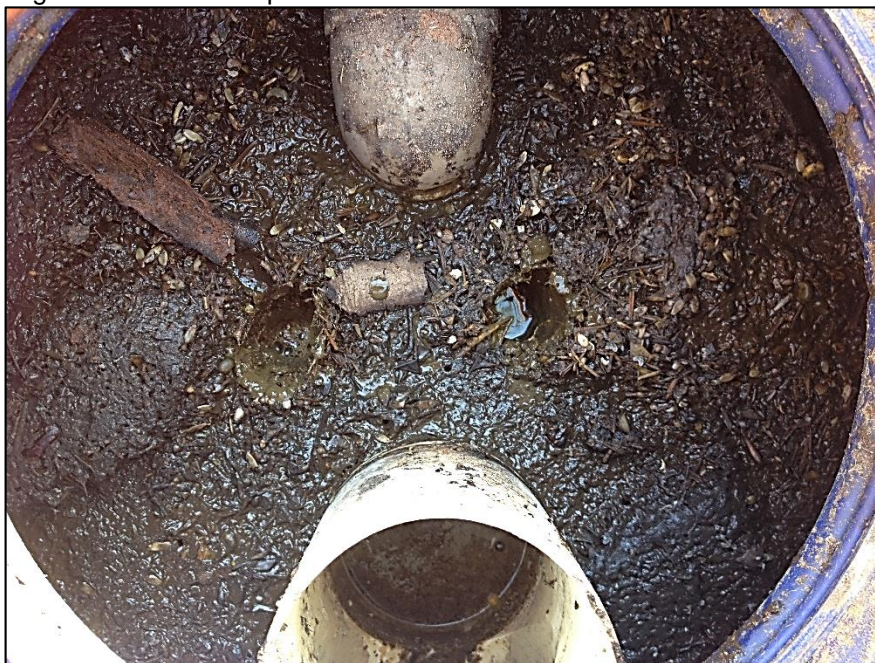
Fonte: Próprio autor, 2016.

Figura A.5 – Caixa medidora de vazão.



Fonte: Próprio autor, 2016.

Figura A.6 – Lodo da primeira bombona em Bauru/SP.



Fonte: Próprio autor, 2016.

Figura A.7 – Lodo da primeira bombona em Bauru/SP.



Fonte: Próprio autor, 2016.

Figura A.8 – Lodo da primeira bombona FSE de Botucatu/SP.



Fonte: Próprio autor, 2016.

Figura A.9 – Efluente da terceira bombona de Bauru/SP.



Fonte: Próprio autor, 2016.

Figura A.10 – Efluente da terceira bombona de Botucatu/SP com sobrenadante.



Fonte: Próprio autor, 2016.

Figura A.11 – Efluente da terceira bombona de Botucatu/SP sem sobrenadante.



Fonte: Próprio autor, 2016.