

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

AVALIAÇÃO DO TRATAMENTO DO LODO DE
CAMINHÕES LIMPA-FOSSA E DO PERCOLADO
EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE
ESCOAMENTO VERTICAL

Cynthia Franco Andrade

Belo Horizonte

2015

**AVALIAÇÃO DO TRATAMENTO DO LODO DE
CAMINHÕES LIMPA-FOSSA E DO PERCOLADO EM
SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE
ESCOAMENTO VERTICAL**

Cynthia Franco Andrade

Cynthia Franco Andrade

**AVALIAÇÃO DO TRATAMENTO DO LODO DE
CAMINHÕES LIMPA-FOSSA E DO PERCOLADO EM
SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE
ESCOAMENTO VERTICAL**

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

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Tratamento de águas residuárias

Orientador: Marcos von Sperling

Belo Horizonte
Escola de Engenharia da UFMG

2015

AGRADECIMENTOS

À minha mãe Mércia e minha irmã Ana Paula, pelo apoio, carinho e compreensão quando ficava horas em frente ao computador sem dar uma palavra ou chegava exausta e suja em casa. Ao meu pai Osires, pelo incentivo.

Ao Lucas, por toda a paciência, carinho e bom humor, nas horas em que o estresse era grande ou para compartilhar ideias e mais ideias sobre saneamento.

Ao professor Marcos von Sperling, pela orientação e todo o aprendizado. Já o tinha como um mestre antes mesmo de ser orientada e hoje admiro mais ainda o profissional que é e toda sua simplicidade e capacidade de nos manter focados e confiantes na pesquisa.

À banca examinadora, professores Luiz Sérgio Philippi, Cesar Rossas Mota Filho e Antonio Teixeira de Matos, pelo aceite ao convite e pela leitura crítica do trabalho.

Aos professores do Programa, pelo conhecimento, em especial, o professor Léo Heller, que me entusiasmava com suas aulas, despertando ainda mais meu interesse por política e consolidando conhecimentos que levarei, certamente, por toda minha vida.

Aos grandes amigos Thiago, Gabriel e Bernardo, pelo apoio e união e por tornarem tudo muito mais divertido.

Aos colegas do mestrado, pela boa convivência, em especial, os da equipe do professor Marcos: Daniel, Elias, Mateus, Valéria, Thiago, Ricardo e André.

À Luisa, pela companhia e momentos compartilhados, deixando lembranças divertidas e estressantes na memória e a vontade de passear na Colômbia.

Aos colegas dos laboratórios de análises microbiológicas e análises físico-químicas pela agradável convivência e aprendizados, em especial o Tomás, que sempre mostrou-se disponível a ajudar.

Aos alunos de iniciação científica que colaboraram para a realização das pesquisas, em especial: Leandro, Fernando, Sara, Lorena, Pamella, Bruna, Letícia, Izabela, Isabella, Calebe, Ana Luiza, Amanda, Weverthon e Gabriel.

Aos colegas de campo, pela agradável convivência, em especial o Sr. Raimundo, por todo o auxílio prestado e dedicação com as pesquisas.

Aos funcionários do Programa, por todo o apoio, em especial a Suzane, que aguentou tantos pedidos e cobranças de compras.

A todas as empresas de caminhões limpa-fossa, que possibilitaram a realização da pesquisa, em especial a JM Desentupidora, que se mostrou pronta a cooperar.

À COPASA e seus funcionários, que nos auxiliaram na logística da pesquisa.

Aos meus amigos e meus familiares e do Lucas, pela torcida.

À CAPES, pela concessão da bolsa de mestrado, que permitiu a minha formação e desenvolvimento dessa pesquisa.

RESUMO

A pesquisa consistiu na avaliação do tratamento de lodo de tanques sépticos em Sistema Alagado Construído (SAC) de escoamento vertical, por meio de uma unidade em escala real e duas colunas em escala piloto, no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento UFMG/Copasa (Belo Horizonte, MG). As unidades reais foram construídas conforme o sistema francês de SAC e operam desde 2009 no tratamento de esgoto. Em setembro de 2013, um dos leitos, com área de 29,1 m², 0,7 m de altura do meio suporte e plantado com capim tifton-85 (*Cynodon dactylon Pers*), começou a receber a aplicação de lodos de caminhões limpa-fossa uma vez por semana. O restante da semana foi utilizado como período de repouso para a estabilização e desaguamento do lodo acumulado. O líquido percolado foi recirculado em outros dois leitos. As colunas piloto foram de PVC, diâmetro de 145 mm, com a mesma planta e meio suporte da unidade real, e permitiram a investigação do efeito da dupla recirculação do líquido percolado. Os principais parâmetros físicos, químicos e biológicos (OD, pH, temperatura, DBO, DQO, ST, STV, STF, NTK, N-NH₄⁺, Coliformes Totais, *E. coli*) foram monitorados no lodo bruto, líquidos percolado e recirculado. Foram realizadas também medições no lodo acumulado no leito, quanto ao percentual de sólidos e umidade; na vazão, para geração de hidrogramas e polutogramas; e nas plantas, para verificação da produtividade e acompanhamento de seus aspectos gerais e crescimento. A pesquisa contemplou, ainda, a análise estatística dos resultados e a discussão da aplicabilidade do sistema. A aplicação do lodo bruto teve uma taxa de aplicação hidráulica (TAH) de 13,1 m³/m².ano e de sólidos (TAS) de 81 kgST/m².ano. O lodo bruto apresentou, para todos os parâmetros, concentrações inferiores às reportadas na literatura e foi concluído que o sistema melhorou a qualidade do líquido percolado em termos de matéria carbonácea (eficiência mediana de remoção de 46% de ST, 70% de DBO e 72% de DQO) e nitrogenada (eficiência mediana de remoção de 59% de NTK e 52% N-NH₄⁺). Já para a remoção de coliformes, o tratamento no SAC não apresentou diferenças significativas. Quanto as estratégias de recirculação e dupla recirculação adotadas nos sistemas, estas não resultaram em melhores condições do líquido percolado. Os sistemas em escala real e piloto apresentaram comportamentos semelhantes. No que se refere ao desaguamento do lodo acumulado, ocorreu de forma satisfatória, alcançando um percentual de sólidos secos de 55%. O capim tifton-85 mostrou-se resistente às condições operacionais do sistema e mesmo com a grande variação nas TAH e TAS o SAC manteve seu desempenho. A análise da aplicabilidade do SAC reafirmou que o sistema é de baixo custo e interessante para localidades menores.

ABSTRACT

The study consisted in evaluating the treatment of septic tanks sludge in vertical-flow constructed wetland (VFCW), using a full-scale unit and two columns on a pilot scale. The full-scale units were built according to the French system of VFCW and operate since 2009 for the treatment of sewage. In September 2013, one of the beds, with an area of 29.1 m², height of 0.7 m of the support medium and planted with Tifton-85 (*Cynodon dactylon Pers*), started to receive the application of sludge once a week. The remaining of the week was used as rest period for stabilization and dewatering of the accumulated sludge. The percolated liquid was recirculated in two other beds. The pilot columns were made of PVC, diameter 145 mm, with the same plant and support medium of the full-scale unit, and allowed the investigation of the effect of double recirculation of the percolated liquid. The main physical, chemical and biological parameters (DO, pH, temperature, BOD, COD, TS, TVS, TFS, TKN, N-NH₄⁺, Total Coliforms, *E. coli*) were monitored in raw sludge, percolated liquid and recirculated liquid. Measurements were also made in the accumulated sludge in the bed, for solids and moisture content; in the flow, to generate hydrographs and pollutographs; and plants, for verification of the productivity and monitoring of its general aspects and growth. The study included also the statistical analysis of the results and discussion of the applicability of the system. The application of raw sludge had a hydraulic loading rate (HLR) of 13.1 m³/m².year and solid (SLR) of 81 kgTS/m².year. Raw sludge had, for all parameters, concentrations lower than those reported in the literature for septic tank sludge and it was concluded that the system improved the quality of the percolated liquid in terms of organic matter (46% median removal efficiency of TS, 70% of BOD and 72% of COD) and nitrogen (59% median removal efficiency of TKN and 52% of N-NH₄⁺). For the removal of coliform, treatment in the VFCW did not lead to a significant difference. The recirculation and double recirculation strategies adopted in systems did not result in better conditions of the percolated liquid. The systems in full and pilot scales presented a similar behavior. Regarding the accumulated sludge, dewatering occurred in a satisfactory way, reaching a percentage of 55% dry solids. Tifton-85 was resistant to the system operating conditions and even with the large variation in HLR and SLR, the VFCW maintained its performance. The evaluation of the applicability of SAC confirmed the system to be of low cost and interesting for smaller locations.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	4
LISTA DE TABELAS.....	6
LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS	7
1 INTRODUÇÃO.....	9
2 OBJETIVOS.....	12
2.1 OBJETIVO GERAL	12
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	12
3 REVISÃO DA LITERATURA.....	13
3.1 LODO DE TANQUES SÉPTICOS	13
3.1.1 <i>Características do lodo de tanques sépticos</i>	15
3.1.2 <i>Desafios e gestão</i>	18
3.2 TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO DO LODO DE TANQUES SÉPTICOS	20
3.3 SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS PARA O TRATAMENTO DO LODO	23
3.3.1 <i>Parâmetros de projeto de SAC vertical tratando lodo</i>	26
3.3.2 <i>Plantas nos SAC tratando lodo</i>	29
3.3.3 <i>Recirculação do percolado</i>	30
3.3.4 <i>Lodo acumulado no leito dos SAC</i>	32
3.3.5 <i>Influência do período seco e chuvoso na operação dos SAC</i>	32
3.4 MECANISMOS DE TRATAMENTO NOS SAC	33
4 MATERIAL E MÉTODOS	36
4.1 ÁREA DE ESTUDO	36
4.2 SISTEMA DE TRATAMENTO EM ESCALA REAL	36
4.2.1 <i>Descrição do sistema</i>	36
4.2.2 <i>Aplicação do lodo bruto</i>	38
4.2.3 <i>Recirculação do líquido percolado</i>	39
4.3 SISTEMA DE TRATAMENTO EM ESCALA PILOTO	41
4.3.1 <i>Descrição do sistema</i>	41
4.3.2 <i>Aplicação do lodo bruto</i>	42
4.3.3 <i>Recirculação do líquido percolado</i>	42
4.4 MONITORAMENTO DOS SISTEMAS	43
4.4.1 <i>Lodo bruto, líquido percolado e recirculado</i>	43
4.4.2 <i>Caracterização do lodo acumulado</i>	46
4.4.3 <i>Caracterização das plantas</i>	47
4.4.4 <i>Hidrogramas e polutogramas</i>	47
4.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA	48
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	50
5.1 CARACTERÍSTICAS GERAIS DO LODO BRUTO	50
5.1.1 <i>Origem e aspectos gerais</i>	50
5.1.2 <i>Presença de resíduos</i>	52
5.1.3 <i>Taxa de aplicação hidráulica</i>	53
5.1.4 <i>Taxa de aplicação de sólidos</i>	54
5.2 DADOS DE CAMPO DO LODO BRUTO E LÍQUIDOS PERCOLADO E RECIRCULADO	55
5.2.1 <i>Oxigênio dissolvido, pH e temperatura</i>	55
5.2.2 <i>Hidrograma do líquido percolado</i>	57
5.2.3 <i>Polutogramas de sólidos no líquido percolado</i>	59
5.3 MATÉRIA CARBONÁCEA DO LODO BRUTO E LÍQUIDOS PERCOLADO E RECIRCULADO.....	61
5.3.1 <i>Demandas Bioquímica e Química de Oxigênio</i>	61
5.3.2 <i>Sólidos Totais, Fixos e Voláteis</i>	67
5.4 MATÉRIA NITROGENADA DO LODO BRUTO E LÍQUIDOS PERCOLADO E RECIRCULADO	72
5.5 BACTÉRIAS INDICADORAS DE CONTAMINAÇÃO FECAL DO LODO BRUTO E LÍQUIDOS PERCOLADO E RECIRCULADO	76

5.6	ANÁLISES ESTATÍSTICAS DO LODO BRUTO E LÍQUIDOS PERCOLADO E RECIRCULADO	78
5.6.1	<i>Período seco e chuvoso</i>	80
5.6.2	<i>Tubos de ventilação</i>	82
5.6.3	<i>Leito da recirculação</i>	84
5.7	LODO ACUMULADO	85
5.8	PLANTAS	90
5.9	APLICABILIDADE DO SAC PARA O TRATAMENTO DE LODOS DE TANQUE SÉPTICO.....	96
5.9.1	<i>População atendida</i>	96
5.9.2	<i>Custos</i>	97
5.9.3	<i>SAC e leitos de secagem</i>	100
5.9.4	<i>Aproveitamento das plantas</i>	102
6	CONCLUSÕES	103
7	RECOMENDAÇÕES	105
	REFERÊNCIAS	107

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1: Caminhão limpa-fossa de município com mais de 70 mil habitantes, em Minas Gerais, durante o despejo do lodo de tanque séptico em córrego.....	15
Figura 4.1: Imagem de satélite da Estação de Tratamento do Arrudas	36
Figura 4.2: Esquema das alturas e granulometrias do meio suporte	37
Figura 4.3: Tubos de ventilação instalados nos SAC	38
Figura 4.4: Aplicação do lodo bruto na UL, destaque para a movimentação da mangueira	38
Figura 4.5: Equipamentos instalados para a recirculação.....	40
Figura 4.6: Esquema do sistema alagado construído para tratamento de lodo de tanques sépticos	40
Figura 4.7: A) UL recebendo a aplicação de lodo bruto e B) UR1 recebendo o líquido percolado	40
Figura 4.8: Vista geral do SAC na configuração atual	41
Figura 4.9: Esquema do sistema alagado construído piloto para avaliação da dupla recirculação.....	43
Figura 4.10: Unidades Piloto	43
Figura 4.11: Dispositivo para visualização do lodo dentro do caminhão limpa-fossa.....	44
Figura 4.12: Local das coletas de LB, UL e UR.....	44
Figura 4.13: Local das coletas de UP1 e UP2	45
Figura 4.14: Visualização de algumas das análises realizadas	46
Figura 4.15: Amostragem da camada de lodo na UL	46
Figura 4.16: Análise do corte das plantas.....	47
Figura 4.17: Medições para composição de hidrogramas e polutogramas.....	48
Figura 4.18: Análises estatísticas realizadas.....	49
Figura 5.1: Aspecto visual do lodo bruto	51
Figura 5.2: Resíduos presentes no lodo bruto.....	52
Figura 5.3: Taxa de aplicação hidráulica ao longo do tempo.....	53
Figura 5.4: Taxa de aplicação de sólidos ao longo do período de operação	54
Figura 5.5: <i>Box-plot</i> do OD (mg/L).....	56
Figura 5.6: <i>Box-plot</i> do pH (esquerda) e da temperatura (direita).....	57
Figura 5.7: Hidrograma de vazão do líquido percolado	58
Figura 5.8: Volume acumulado no líquido percolado ao longo do tempo	58
Figura 5.9: Polutogramas de carga e concentração de sólidos totais.....	59
Figura 5.10: Massa acumulada no líquido percolado ao longo do tempo	61
Figura 5.11: Relação DQO/DBO no lodo bruto ao longo do monitoramento.....	63
Figura 5.12: <i>Box-plot</i> de concentração e eficiência de remoção de DBO.....	64
Figura 5.13: <i>Box-plot</i> de concentração e eficiência de remoção de DQO.....	64
Figura 5.14: Séries temporais de eficiência de remoção de DBO e DQO no líquido percolado	65
Figura 5.15: Relação STV/ST no lodo bruto	69
Figura 5.16: <i>Box-plot</i> de concentração e eficiência de remoção de ST.....	70
Figura 5.17: Séries temporais de eficiência de remoção de ST no líquido percolado.....	71
Figura 5.18: <i>Box-plot</i> de concentração e eficiência de NTK.....	74
Figura 5.19: <i>Box-plot</i> de concentração e eficiência de $N-NH_4^+$	74
Figura 5.20: Distribuição do NTK nas etapas do sistema	75
Figura 5.21: <i>Box-plot</i> de concentração de Coliformes Totais e E. coli.....	78
Figura 5.22: Aspecto visual da camada de lodo	85
Figura 5.23: Acúmulo de lodo ao longo do período de operação.....	86

Figura 5.24: Percentual de sólidos e umidade no lodo bruto (esquerda) e na camada de lodo (direita)	87
Figura 5.25: Percentual de sólidos e umidade na camada superficial e na profunda do lodo acumulado.....	88
Figura 5.26: Porcentagem de sólidos e umidade (esquerda) e aspecto visual (direita) na camada de lodo da UP1	89
Figura 5.27: Altura das plantas ao longo do período de operação	91
Figura 5.28: Corte do SAC com roçadeira (esquerda) e retirada dos restos com rastelo (direita)	92
Figura 5.29: Espécies invasoras encontradas na UL	93
Figura 5.30: Animais atraídos no SAC.....	94
Figura 5.31: Aspecto das plantas após período de um mês sem aplicação do lodo	95

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1: Síntese da caracterização físico-química do lodo bruto segundo diversos autores	17
Tabela 3.2: Síntese da caracterização físico-química do líquido percolado segundo diversos autores.....	25
Tabela 3.3: Taxa de aplicação superficial de sólidos adotada em diversos estudos de SAC tratando distintos tipos de lodo.....	27
Tabela 4.1: Parâmetros avaliados nos pontos de coleta do sistema real (1, 2 e 3) e do sistema piloto (4 e 5)	45
Tabela 5.1: Síntese da estatística descritiva de OD, pH e temperatura	56
Tabela 5.2: Síntese da estatística descritiva das concentrações e eficiências de remoção de DBO e DQO	62
Tabela 5.3: Síntese da estatística descritiva das concentrações e eficiências de remoção de ST, STF e STV	67
Tabela 5.4: Síntese da estatística descritiva das concentrações e eficiências de remoção de NTK e N-NH ₄ ⁺	73
Tabela 5.5: Síntese da estatística descritiva das concentrações e eficiências de remoção de Coliformes Totais e <i>Escherichia coli</i>	77
Tabela 5.6: Síntese das análises estatísticas do lodo bruto e líquidos percolado e recirculado	79
Tabela 5.7: Síntese das análises estatísticas entre período seco e chuvoso.....	80
Tabela 5.8: Síntese das análises estatísticas entre período com e sem tubos de ventilação	83
Tabela 5.9: Síntese das análises estatísticas entre líquido recirculado da UR1 e UR2	84
Tabela 5.10: Síntese das análises estatísticas entre período seco e chuvoso na camada de lodo	89
Tabela 5.11: Estimativa da população atendida com o SAC tratando lodos de tanques sépticos	97
Tabela 5.12: Estimativa do custo para implantação, operação e manutenção do SAC.....	98
Tabela 5.13: Estimativa do custo para coleta e transporte do lodo de tanques sépticos até o SAC	100
Tabela 5.14: Estimativa do custo global do saneamento.....	100
Tabela 5.15: Estimativa da área requerida para um leito de secagem.....	101

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
CePTS	Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento
CERH-MG	Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COPAM	Conselho de Política Ambiental
COPASA	Companhia de Saneamento de Minas Gerais
CT	Coliformes Totais
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
ETE	Estações de Tratamento de Esgoto
FEAM	Fundação Estadual de Meio Ambiente
hab	Habitantes
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LB	lodo bruto
N org	Nitrogênio orgânico
N-NH ₄ ⁺	Íon amônio
N-NO ₂ ⁻	Nitrito
N-NO ₃ ⁻	Nitrato
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio dissolvido
pH	Potencial hidrogeniônico
PVC	Policloreto de polivinila

SAC	Sistemas alagados construídos
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SST	Sólidos em Suspensão Totais
ST	Sólidos totais
STF	Sólidos totais fixos
STV	Sólidos totais voláteis
TAH	Taxa de aplicação hidráulica
TAS	Taxa de aplicação de sólidos
UL	Unidade de Lodo
UP1	Unidade Piloto 1
UP2	Unidade Piloto 2
UR	Unidade de Recirculado
UR1	Unidade de Recirculado 1
UR2	Unidade de Recirculado 2
USEPA	United States Environmental Protection Agency.

1 INTRODUÇÃO

A coleta e o tratamento de esgotos, ainda hoje é um desafio no mundo. No Brasil, o índice de atendimento da população total com coleta de esgotos é de apenas 46,2% (SNIS, 2012) e os sistemas individuais de tratamento, como os tanques sépticos, têm sido uma alternativa para destinar adequadamente os efluentes domésticos. No Brasil, 20,7% (IBGE, 2008) da população utilizam os tanques sépticos. É importante ressaltar que esse número refere-se somente aos tanques sépticos e desconsidera os sistemas como fossas absorventes e negras, que também ocorrem no Brasil e em outros países. Eles se destacam devido a algumas características vantajosas, como o tratamento *in loco*, o custo relativamente baixo e a simplicidade operacional. Porém, a manutenção necessita ser periódica, pois o lodo acumulado no sistema deve ser removido (PHILIPPI, 1993). A limpeza dos tanques ocorre por meio dos serviços de empresas denominadas como “desentupidoras” ou “caminhões limpa-fossa”. Algumas dessas empresas não são regularizadas ambientalmente e, muitas vezes, não fornecem uma destinação adequada do material coletado, despejando-o, por exemplo, em corpos d’água.

O lodo retirado na limpeza dos tanques deve ser tratado e disposto corretamente e para isso os caminhões limpa-fossa têm encaminhado o lodo às estações de tratamento de esgoto (ETE), quando estas existem e podem receber o material. Tal lodo apresenta elevadas concentrações de matéria orgânica, das formas do nitrogênio e de sólidos, que não são típicas de lodo de ETE nem de esgotos sanitários (ANDREOLI, 2009). Além disso, os caminhões limpa-fossa nem sempre recolhem o lodo somente de tanque sépticos, abrangendo, por exemplo, resíduos de caixas de gordura ou banheiros químicos, conduzindo a um material ainda mais heterogêneo e de difícil caracterização. Apesar disso, visando uniformizar a linguagem e estar em consonância com os termos técnicos usados no Brasil, todo o material recolhido pelos caminhões limpa-fossa será mencionado no texto como lodo de tanques sépticos.

Para Bassan *et al.* (2013) a gestão do lodo de tanques sépticos é um problema desafiador em países de baixa renda, onde grande parte da população urbana depende de sistemas de tratamento locais.

Em alguns países da Europa, Ásia e África (UGGETTI *et al.*, 2010), uma alternativa tecnológica para o lodo, incluindo o de tanques sépticos, tem sido o tratamento através de sistemas alagados construídos (SAC), também conhecidos como *wetlands* construídos, ou leitos de secagem plantados. No Brasil, tal alternativa ainda é pouco pesquisada. Os SAC, comumente utilizados para o tratamento de esgotos domésticos e industriais, foram adaptados para o tratamento do lodo, ocorrendo simultaneamente o desaguamento e a mineralização (COOPER; WILLOUGHBY; COOPER, 2004).

O SAC para tratamento de lodo apresenta algumas vantagens, como a operação por longos períodos sem requerer a remoção do lodo e o baixo custo de implantação. Por outro lado, tem-se o requisito de grandes áreas, um longo período para adaptação das macrófitas ao sistema, falta de critérios de dimensionamento padronizados e poucos estudos sobre a remoção de patógenos e micropoluentes (KOOTTATEP, 2002; SUNTTI *et al.*, 2011).

Diante do exposto e da revisão da literatura realizada e apresentada adiante, observa-se que ainda há lacunas em relação ao tratamento de lodo de tanques sépticos em SAC, sendo possível levantar algumas questões orientadoras para a presente pesquisa, que são apresentadas a seguir.

- O líquido percolado no tratamento de lodo de tanques sépticos em SAC atende aos padrões legais brasileiros de lançamento em corpos d'água?
- A recirculação do líquido percolado no tratamento de lodo de tanques sépticos, em uma segunda unidade do SAC, irá aumentar significativamente o percentual de remoção de parâmetros físicos, químicos e biológicos?

A partir dessas questões orientadoras, foram elaboradas as seguintes hipóteses, que são testadas ao longo da pesquisa.

- A eficiência de remoção dos principais parâmetros físicos, químicos e biológicos no tratamento de lodo de tanques sépticos em SAC é satisfatória, sendo aceitável o lançamento do líquido percolado em corpos d'água.
- A recirculação do líquido percolado no tratamento de lodo de tanques sépticos, em uma segunda unidade do SAC, irá resultar em uma eficiência de remoção dos

parâmetros físicos, químicos e biológicos significativamente superior à alcançada na unidade do tratamento do lodo somente.

As hipóteses foram testadas por meio de SAC verticais em escalas real e piloto, plantados com capim tifton-85 e com meio filtrante de diferentes granulometrias de brita, tratando lodo de tanques sépticos, transportados por caminhões limpa-fossa. Como estratégias de recirculação, foram avaliadas uma única recirculação do líquido percolado (em escala real) e dupla recirculação (em escala piloto).

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

A pesquisa tem como objetivo geral avaliar o desempenho de um SAC de escoamento vertical, com leito de brita e capim Tifton-85 (*Cynodon dactylon Pers*), no tratamento do lodo de tanques sépticos.

2.2 Objetivos específicos

Em termos específicos, os objetivos da pesquisa são:

- Avaliar as eficiências de remoção de parâmetros físicos, químicos e biológicos no líquido percolado dos SAC, tendo em vista o atendimento aos padrões de lançamento.
- Avaliar as eficiências de remoção de parâmetros físicos, químicos e biológicos no líquido recirculado em uma unidade do SAC de tratamento de esgoto, que se encontra em período de repouso.
- Avaliar, em um sistema piloto, as eficiências de remoção de sólidos, matéria orgânica e nitrogênio, após dupla recirculação do líquido percolado.
- Acompanhar o processo inicial de desaguamento do lodo acumulado no leito do SAC.
- Realizar análise exploratória da aplicabilidade do SAC tratando lodo de tanques sépticos.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Lodo de tanques sépticos

Os tanques sépticos, que muitos denominam também de fossas sépticas, têm sido empregados desde o século XIX como uma solução individual, ou mesmo coletiva, para tratamento de esgotos sanitários. São de simples construção, econômicas, requerem pouca manutenção, sendo necessária somente uma limpeza periódica a cada um a cinco anos (a depender do projeto), e por isso têm sido muito usadas em todo o mundo (ANDREOLI, 2009).

O projeto de um tanque séptico depende do número de usuários, da quantidade de água usada per capita, da temperatura média anual e das características da água residuária. Sua configuração básica consiste em uma câmara estanque de concreto, fibra de vidro, PVC ou plástico (ABNT, 1997; TILLEY *et al.* 2014). As normas brasileiras que orientam o emprego de tanques sépticos pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) são a NBR 7229/1993, que aborda o “Projeto, Construção e Operação de Tanques Sépticos”; e a NBR 13969/1997, que tem como tema os “Tanques Sépticos – Unidades de Tratamento Complementar e Disposição Final dos Efluentes Líquidos – Projeto, Construção e Operação”. No âmbito internacional, também há publicações, normas e leis que orientam o emprego de tanques sépticos, como exemplo, há as publicações *Onsite Wastewater Treatment Systems Manual*, de 2002, e *Handbook for Management of Onsite and Clustered (Decentralized) Wastewater Treatment Systems*, de 2003, da United States Environmental Protection Agency (USEPA).

Os tanques são usados para sedimentar os sólidos das águas residuárias e, parcialmente, estabilizar o líquido através da digestão anaeróbia (JONG e TANG, 2014). No entanto, a taxa de acumulação de sólidos que depositam no fundo da câmara é mais rápida do que a taxa de digestão, e por isso o lodo acumulado deve ser removido. De maneira geral, os tanques apresentam uma eficiência de tratamento limitada, em torno de 30 a 45% de remoção da DBO e 50 a 60% de remoção de sólidos em suspensão, o que corresponde apenas a um tratamento primário (JORDÃO e PESSOA, 2005).

A limpeza do tanque irá gerar um lodo, também denominado de material séptico ou lodo fecal, que consiste na mistura de sólidos e líquidos imiscíveis acumulados (TILLEY *et al.*

2014). Tal lodo apresenta grande heterogeneidade, como será destacado no item “Características do lodo de tanques sépticos”.

Os tanques sépticos deveriam ser utilizados somente quando houver possibilidade de acesso por um caminhão limpa-fossa, porém muitas vezes eles são instalados em casas, sob a cozinha ou banheiro, o que torna o esvaziamento difícil. Além disso, se os tanques forem utilizados em áreas densamente povoadas, não devem ser realizadas técnicas de infiltração no solo para a disposição do lodo removido, pois o solo poderá ficar saturado, podendo ocasionar em riscos à saúde pública (TILLEY *et al.* 2014). A NBR 7229/1993 também apresenta alguns critérios para a construção dos tanques sépticos, como a definição das distâncias mínimas de 1,50 m de construções, limites de terreno, sumidouros, valas de infiltração e ramal predial de água; 3,0 m de árvores e de qualquer ponto de rede pública de abastecimento de água; 15,0 m de poços freáticos e de corpos de água de qualquer natureza (ABNT, 1993).

Após ser coletado, o lodo dos tanques deve ser tratado e encaminhado para a disposição final ou aproveitamento, sendo que as principais alternativas de disposição final de lodo são o aterro sanitário, a incineração, a descarga oceânica, a disposição superficial no solo, a recuperação de área degradada e a reciclagem agrícola (VON SPERLING, 2005). A NBR 7229/1993 estabelece que o lodo e a espuma removidos dos tanques sépticos, em nenhuma hipótese, podem ser lançados em corpos d’água ou em galerias de águas pluviais, porém a realidade de algumas localidades no Brasil e no mundo é diferente. Como exemplo, tem-se um estudo da Fundação Estadual de Meio Ambiente (FEAM), no qual, de 48 municípios avaliados, 35 possuem infraestrutura de tanques sépticos e desses, 4 municípios lançam o lodo proveniente de tanques sépticos no corpo d’água (Figura 3.1) (ABNT, 1993; FEAM, 2011).



Figura 3.1: Caminhão limpa-fossa de município com mais de 70 mil habitantes, em Minas Gerais, durante o despejo do lodo de tanque séptico em córrego
Fonte: FEAM, 2011

Em âmbito global, de acordo com Strande *et al.* (2014), o esgotamento sanitário de 2,7 bilhões de pessoas em todo o mundo ocorre por meio de tecnologias locais, como os tanques sépticos, e esse número deve crescer para 5 bilhões em 2030. Os autores comentam ainda que essas pessoas não estão localizadas somente em áreas rurais, onde ocorrem maiores carências por serviços de esgotamento sanitário, sendo cerca de um bilhão de instalações presentes em áreas urbanas.

As fossas e tanques sépticos, segundo Koottatep *et al.* (2004), são utilizados por aproximadamente 65% dos habitantes na África e Ásia, chegando a 98% em alguns países. Na América Latina, praticamente 50% das casas usam esse tipo de serviço. Apesar da abrangência das tecnologias locais no mundo, geralmente, não há um sistema de gestão em vigor para o tratamento e disposição final do lodo fecal gerado.

3.1.1 Características do lodo de tanques sépticos

Os tanques sépticos são denominados de diferentes maneiras no Brasil e no mundo, como já mencionado, podendo apresentar nomes considerados sinônimos, mas que apresentam algumas diferenças construtivas ou conceituais entre si, como as fossas sépticas e decanto-digestores. Há, ainda, outros sistemas, como as fossas absorventes e negras, que popularmente também podem ser confundidas com os tanques sépticos. Em algumas cidades, mais de uma dessas tecnologias podem ocorrer. Na presente pesquisa, será utilizada a denominação de tanques sépticos, visando uma uniformização e correspondência com as normas brasileiras, apesar de o lodo a ser tratado no SAC não poder ser afirmado, de forma conclusiva, como

proveniente de tanques sépticos ou de outras tecnologias, já que a origem do lodo (município e instalação doméstica) é distinta em cada aplicação.

Além dessa variação de tecnologias nos municípios, diferenças de projeto e construção das mesmas, do clima local, dos hábitos dos usuários, dos volumes gerados, da maneira como o lodo é coletado pelos caminhões limpa-fossa e da frequência da coleta, dificultam a caracterização do lodo de tanques sépticos (STRANDE *et al.*, 2014). Bassan *et al.* (2013) comentam que, para o adequado dimensionamento de um sistema de tratamento do lodo de tanques sépticos, é importante o conhecimento das características do lodo, mas para eles, em contraste com o que é sabido dos esgotos sanitários, esta informação é bastante limitada.

A quantificação do volume de lodo gerado, para Strande *et al.* (2014), é essencial para o dimensionamento adequado do sistema de tratamento do lodo de tanques sépticos, devendo ser considerados os requisitos específicos para cada local e não somente estimativas com base na literatura. No entanto, não há métodos comprovados para quantificar a geração do lodo.

De acordo com Andreoli *et al.* (2001), apesar de o lodo ser constituído, ao longo da maior parte do seu manuseio, de mais de 95% de água, apenas por convenção é designado por fase sólida do tratamento de esgotos, para distingui-lo do efluente que está sendo tratado, nomeado de fase líquida. Ainda segundo os autores, o lodo removido de tanques sépticos permanece tempo suficiente no tanque para proporcionar digestão anaeróbia, possibilitando a estabilização, em condições controladas, sendo chamado de lodo primário.

Para fornecer uma visão geral do estado atual do conhecimento sobre a caracterização do lodo de tanques sépticos no que se refere aos principais parâmetros físicos, químicos e biológicos, na Tabela 3.1 são apresentados alguns valores encontrados por diferentes autores no Brasil e no mundo. É importante ressaltar que as concentrações de matéria orgânica, sólidos e nutrientes em lodo de tanques sépticos são mais elevados, de 10 a 100 vezes, quando comparados com o lodo de ETE (MONTANGERO e STRAUSS, 2002).

Tabela 3.1: Síntese da caracterização físico-química do lodo bruto segundo diversos autores

Autor (ano)	País	Tipo	Concentração (mg/L)							
			DBO ₅	DQO	ST	STV	SST	SSV	NTK	N-NH ₄ ⁺
Kengne <i>et al.</i> (2008)	Camarões	Limpa-fossa	-	7480-72500	-	-	-	-	300-3900	80-3300
Andreoli (2009)	Brasil – FAE	Limpa-fossa	2.734	11.219	12.116	7.891	-	-	-	124
Andreoli (2009)	Brasil – UFRN	Limpa-fossa	2.176	4.205	6.508	4.368	-	-	-	75
Andreoli (2009)	Brasil – USP	Limpa-fossa	1.524	4.491	5.216	3.053	-	-	-	-
Machado Jr. <i>et al.</i> (2008)	Brasil	Limpa-fossa	3500	19603	24902	12036	-	-	-	73
Ratis (2009)	Brasil	Limpa-fossa	2649	5055	7034	4765	-	-	-	-
Jordão e Pessoa (2005)	Brasil	Limpa-fossa	6000	-	-	-	2000-100000	1200-14000	100-1600	100-800
Meneses <i>et al.</i> (2001)	Brasil	Tanque séptico	2434	6895	12880	-	7091	-	-	88,8
Tachini <i>et al.</i> (2006)	Brasil	Tanque séptico	11424	23835	49593	-	37731	-	-	-
USEPA (2004)	EUA	Tanque séptico	440-78600	1500-703000	1132-130475	353-71402	310-93378	95-51500	66-1060	3-116
Cofie <i>et al.</i> (2006)	Gana	Tanque séptico	10000	38200	30450	21619	-	-	-	-
Bassan <i>et al.</i> (2013)	Burkina Faso	Tanque séptico	1453	7607	8984	-	7077	74	-	-
Cassini (2003)	Brasil	Tanque séptico	2808	10383	9550	6172	-	-	-	-
Heinss <i>et al.</i> (1999)	Ghana	Tanque séptico	600-1500	7800	11900	-	-	-	-	-
Heinss <i>et al.</i> (1999)	Philipinas	Tanque séptico	3800	37000	72000	-	-	-	-	-
Andreoli (2009)	Brasil	Tanque séptico	3206	35748	40747	23289	-	-	-	254
Koné e Strauss (2004)	Argentina	Tanque séptico	750-2600	4200	6000-35000	-	-	-	-	150
Kootattep <i>et al.</i> (2001)	Tailândia	Tanque séptico	600-5500	1200-76000	2000-67000	900-52500	-	-	-	120-1200
Metcalf e Eddy (1979)	EUA	Tanque séptico	1020-4800	2400-16000	5000-100000	1240-17350	-	-	-	38-149
Paing e Voisin (2005)	França	Tanque séptico	7955	32954	-	-	27887	-	1142	-
Panuvatvanich <i>et al.</i> (2009)	Tailândia	Tanque séptico	2225	-	22420	-	19500	-	945	320
Suntti <i>et al.</i> (2011)	Brasil	Tanque séptico	-	2000-27875	3479-36814	1626-16617	-	-	95-739	13-66
Vicent <i>et al.</i> (2011)	França	Tanque séptico	-	13000-87000	-	-	2500-64000	-	-	24-441
Sonko <i>et al.</i> (2014)	Senegal	Tanque séptico	-	1760-21260	2100-21400	-	1308-19873	-	129-918	-

Observa-se que alguns autores apresentam os valores médios, enquanto outros as faixas de máximo e mínimo. De toda forma, os valores são bastante heterogêneos, tanto para lodos provenientes diretamente do tanque séptico, quanto para os caracterizados após o caminhão limpa-fossa. Não há valores típicos estabelecidos na literatura para lodo de tanque séptico, tal como ocorre para os esgotos sanitários, sendo que essa grande variação dos valores pode estar associada a hábitos de higiene, alimentação e culturais.

Andreoli (2009) explica que quando o caminhão limpa-fossa realiza o esgotamento de um tanque séptico, normalmente, todo o seu conteúdo é removido, e não somente o lodo. Desta forma, o que esses caminhões esgotam é uma mistura de esgoto e lodo, que às vezes apresentam características de esgotos concentrados e por vezes características similares a lodo ETE.

Além dos parâmetros citados, nos lodos podem ocorrer a presença de organismos patogênicos (ovos de helmintos, cistos de protozoários, bactérias e vírus) e metais pesados (cádmio, chumbo, mercúrio, níquel, zinco, cobre, cromo, arsênio, boro) (ANDREOLI *et al.*, 2001). Na presente pesquisa, destes serão monitorados somente a presença de coliformes totais e *Escherichia coli* (*E. coli*).

3.1.2 Desafios e gestão

Andreoli (2009) afirma que a questão do lodo gerado de tanques sépticos é aparentemente simples, mas que não tem recebido a atenção devida das autoridades. O fato é que a omissão atual neste tema tem resultado em consequências ambientais graves. Muitos esforços vêm sendo empregados no gerenciamento de lodo de ETE, por outro lado, pouca atenção tem sido voltada para o gerenciamento de lodo dos sistemas de saneamento locais (fossas e tanques sépticos, poços absorventes, etc.). Para Strande *et al.* (2014) é evidente que a gestão do lodo de tanques sépticos é uma necessidade crítica, que precisa ser enfrentada e que continuará a desempenhar um papel fundamental na gestão do saneamento mundial no futuro.

Em muitas cidades, as tecnologias de saneamento local abrangem uma parcela maior da população do que os sistemas de coleta e tratamento de esgoto convencionais, mesmo assim, geralmente, não há uma gestão em vigor para o lodo acumulado em tais sistemas (STRANDE *et al.*, 2014).

Strande *et al.* (2014) acreditam que no passado as tecnologias de tratamento local eram, tradicionalmente, vistas como apenas soluções temporárias até as ETE serem construídas. Com isso, a gestão desses sistemas não se tornou uma prioridade dos municípios e empresas de engenharia. Porém, ao longo dos últimos 15 anos, o pensamento em todo o mundo começou a mudar e as pessoas estão começando a considerar tecnologias locais ou descentralizadas como opções viáveis não só em curto prazo, mas possivelmente a alternativa em longo prazo mais sustentável, em muitos aspectos, em comparação com os sistemas convencionais.

Em áreas urbanas, Dodane *et al.* (2012) demonstram que, dependendo das condições locais, o custo de tecnologias locais é cinco vezes menor do que das soluções convencionais. Strande *et al.* (2014) afirmam que tais tecnologias locais podem ser opções viáveis e mais acessíveis, mas apenas se toda a cadeia de serviços, incluindo a coleta, transporte, tratamento e destinação final, for gerida de forma adequada.

A gestão do lodo de tanques sépticos tem sido realizada de forma inadequada, sendo que em algumas regiões este lodo é lançado nas próprias ETE, se existirem e estiverem preparadas para este tipo de resíduo. No entanto, a maioria do lodo produzido é disposta, sem qualquer critério técnico, no solo, em corpos d'água e até mesmo como adubo na agricultura (ANDREOLI *et al.*, 2007).

Há ainda outros problemas envolvidos, como o acesso de caminhões limpa-fossa, capacidade de pagamento dos usuários e/ou municípios e a tecnologia para a retirada do lodo. Para Tilley *et al.* (2014), embora caminhões menores já tenham sido desenvolvidos, ainda hoje, na maioria dos municípios, são utilizados caminhões de grande porte, que não podem acessar todos os tanques sépticos devido ao estreitamento de vias ou condições precárias. Os autores afirmam ainda que o lodo a ser bombeado pode estar tão denso, que é necessário realizar a diluição com água, porém muitas vezes a água não está disponível facilmente. Com isso, dependendo da dificuldade do bombeamento, pode ocorrer o esvaziamento manual do tanque séptico. Além disso, a presença de resíduos e areia, o que é comum, também dificulta o esvaziamento dos tanques sépticos e a gestão do lodo.

Como visto no item sobre caracterização do lodo, os lodos dos caminhões limpa-fossa são muito variáveis, dificultando uma operação eficiente do sistema de tratamento do lodo. Para

Rocha e Sant'anna (2009) o controle da origem do lodo é importante para o bom funcionamento do sistema de tratamento, uma vez que evita cargas químicas tóxicas.

Rocha e Sant'anna (2009) comentam ainda da importância do recebimento destes despejos ser encarado como uma prestação de serviços, que requer garantia da qualidade, atendimento às exigências legais e satisfação do cliente, sendo necessária a regulamentação. Em Minas Gerais, segundo a FEAM (2011), alguns municípios contratam empresas especializadas no serviço de limpeza de tanques sépticos e não verificam se o contratado apresenta regularização ambiental e se realiza a disposição final dos resíduos em local apropriado. A Fundação afirma a necessidade do acompanhamento e fiscalização da atividade de caminhões limpa-fossa, sugerindo o desenvolvimento de mecanismos de cadastro e controle da atividade.

Na Região Metropolitana de Belo Horizonte, onde a presente pesquisa é realizada, as ETE Arrudas e Onça recebem caminhões limpa-fossa para descarte do lodo nas unidades de tratamento preliminar do sistema. Quando o lodo é proveniente de instalações não domésticas a empresa deve estar regularizada no Programa de Recebimento e Controle de Efluentes Para Usuários Não Domésticos (PRECEND). Porém empresas de pequeno porte, que às vezes possuem um tanque séptico somente para atendimento dos efluentes de cozinha e banheiro, muitas vezes não se regularizam no Programa e acabam buscando outras opções de descarte, como ETE particulares ou destinações incorretas e prejudiciais ao ambiente.

Métodos inadequados de destinação do lodo podem levar à contaminação de cursos de água e representam um risco para o meio ambiente e a saúde pública (JONG e TANG, 2014), o que reafirma a necessidade de uma gestão adequada.

3.2 Tecnologias de tratamento do lodo de tanques sépticos

Como já apontado, atualmente, muitas alternativas tecnológicas são utilizadas para o tratamento do lodo gerado em sistemas centralizados, porém a mesma gestão e cuidados não têm sido aplicados ao tratamento e disposição final do lodo de sistemas locais.

O tratamento do lodo de tanque séptico pode ser feito de três formas: aplicação direta no solo, tratamento combinado com esgoto doméstico em ETE e tratamento isolado ou independente. Escolhida a opção, para um gerenciamento adequado e sem riscos ao meio ambiente e à saúde pública, algumas etapas de tratamento devem ocorrer antes da disposição final.

As principais etapas do gerenciamento de lodos são: adensamento ou espessamento, estabilização, condicionamento, desaguamento ou desidratação, higienização e disposição final. Segundo Andreoli *et al.* (2001), para lodo de tanques sépticos, as etapas usualmente utilizadas são o desaguamento e disposição final e, em alguns casos, a estabilização. A estabilização consiste na remoção de matéria orgânica (redução de sólidos voláteis) e visa atenuar o inconveniente de maus odores no tratamento e manuseio do lodo. Já o desaguamento refere-se à etapa de remoção da umidade (redução do volume), que visa produzir um lodo com comportamento mecânico próximo ao dos sólidos, tendo impacto importante nos custos de transporte de destino final do lodo. Strande *et al.* (2014) informam que para lodos de tanques sépticos a duração do período de armazenamento do lodo é importante nessa etapa, pois afeta a capacidade de desidratação do lodo. Comentam ainda que o lodo “fresco” é mais difícil de ser desaguado que um lodo mais velho, que se encontra mais estabilizado.

Tendo em vista a disposição final do lodo, o desaguamento é uma etapa importante para o aumento do poder calorífico do lodo, por meio da redução da umidade, caso seja feita a opção pela incineração; a redução do volume para dispor em aterro sanitário ou aproveitamento na agricultura; a diminuição de lixiviados, se disposto em aterro sanitário (ANDREOLI *et al.*, 2001).

Na etapa de estabilização do lodo, de forma geral, os principais processos utilizados são a digestão anaeróbia, digestão aeróbia, tratamento térmico, estabilização química. No que tange ao desaguamento, são usados os leitos de secagem, lagoas de lodo, filtro prensa, centrífuga, filtros prensas de esteiras, filtro a vácuo e secagem térmica (VON SPERLING, 2005).

Dentre os processos naturais para desaguamento de lodos, citam-se os leitos de secagem, por sua ampla utilização no Brasil, e que, normalmente, necessitam de grandes áreas, sofrem grande influência do clima, não necessitam de energia, possuem custos e complexidade operacional baixos, pouco uso de produtos químicos, podem apresentar problemas com odores e vetores e, sendo usados para desidratação de lodo de tanques sépticos, apresentam um lodo desidratado com teor de sólidos secos de 30 a 40% (ANDREOLI *et al.*, 2001).

De acordo com Andreoli (1999), os leitos de secagem são caixas com um sistema de drenagem, sobre o qual é colocada uma camada de britas, seguida de areia. Sobre a areia normalmente são assentados tijolos perfurados capazes de manter a estabilidade mecânica do

sistema e ao mesmo tempo permitir passagem do excesso de água. No sistema são combinadas a ação de percolação do excesso de água com a evaporação natural.

A principal característica, que diferencia o SAC de um leito de secagem, é que o lodo acumulado no leito do SAC não precisa ser removido com frequência, como ocorre nos leitos de secagem, podendo cada nova batelada ser aplicada em cima da anterior, respeitando-se o período de descanso (TILLEY *et al.*, 2014; IANNELLI *et al.*, 2013).

Quanto aos processos mecanizados, os mais usados no Brasil são as centrífugas e filtros prensa. As centrífugas necessitam de áreas reduzidas, o custo de implantação é alto, sofrem pouca influência do clima, apresentam poucos problemas com odores e vetores, ocorre elevada adição de produtos químicos, os ruídos e vibrações são elevados, são sensíveis à qualidade do lodo e para lodo primário possibilitam um teor de sólidos totais de 29 a 34%. A centrifugação é feita com base na sedimentação dos sólidos, incrementada pelo aumento da força gravitacional, provocada pelo alto movimento de rotação (ANDREOLI *et al.*, 2001; ANDREOLI, 1999).

Já os filtros prensa demandam muita energia, a área requerida é pequena, a complexidade operacional é grande, há também elevada adição de produtos químicos, ocorre grande demanda por manutenção, apresentam poucos problemas com odores e vetores e quando usados no desaguamento de lodo primário alcançam um teor de sólidos de 41 a 46%. São constituídos por várias placas filtrantes, que uma vez preenchidas com o lodo, são comprimidas hidraulicamente, o que força a saída da água (ANDREOLI *et al.*, 2001; ANDREOLI, 1999).

Strande *et al.* (2014) informam que, apesar de as tecnologias citadas serem amplamente reconhecidas para o tratamento de lodos de sistemas de tratamento de esgoto sanitário, mais experimentos são necessários antes de recomendações para uso específico no tratamento de lodo de tanques sépticos.

No Brasil, o tratamento do lodo de tanques sépticos em ETE, em conjunto com o esgoto doméstico, tem sido o mais recorrente, sendo o lodo do tanque séptico transportado por caminhões limpa-fossa até a ETE, porém o controle da qualidade e quantidade do lodo que chega às estações não tem sido realizado de forma adequada. Além disso, as cargas elevadas do lodo podem prejudicar o tratamento do esgoto.

Por outro lado, há muitos locais distantes de uma ETE, sendo necessário o uso de alguma das tecnologias citadas, ou ainda, a utilização dos SAC, que vem sendo estudados para melhorar o desempenho do tratamento do lodo e reduzir os custos envolvidos, como detalhado nos itens seguintes.

3.3 Sistemas alagados construídos para o tratamento do lodo

Um SAC é, basicamente, uma unidade que promove o tratamento de efluentes pela interação entre o líquido, o meio suporte, os microrganismos e as plantas (KADLEC e WALLACE, 2008). Estes sistemas se prestam a diferentes objetivos, podendo ser construídos de acordo com uma ampla variedade de modelos. São considerados naturais por reproduzirem condições que ocorrem espontaneamente nos ecossistemas sem a necessidade de suprimento adicional de energia ou produtos químicos para acelerar processos bioquímicos. Por se constituírem em sistemas naturais e, em consequência, demandarem grandes áreas, os SAC são mais aplicáveis ao tratamento descentralizado ou para pequenas comunidades (HABERL *et al.*, 1995).

Os SAC são uma tecnologia que cada vez ganham maior aceitação, sendo usados para diferentes tipos de tratamentos de águas residuárias, incluindo esgotos domésticos, efluentes industriais e agrícolas, chorume e escoamento de águas pluviais (VYMAZAL, 2005; TAM *et al.*, 2009). Além desses, os SAC vêm sendo utilizados na Europa para desaguamento e estabilização do lodo de sistemas de esgoto desde a década de 1980 (NIELSEN, 2008).

O maior número de experiências de SAC para o tratamento de lodo ocorreu na Dinamarca, onde mais de 140 sistemas foram implantados (NIELSEN, 2008). Atualmente, há relatos da instalação desses sistemas em diversas partes do mundo, por exemplo: Bélgica (DE MAESENNER, 1997), Brasil (SUNTTI *et al.*, 2011), Camarões (KENGNE *et al.*, 2008), China (CUI *et al.*, 2008), Espanha (UGGETTI *et al.*, 2010), Dinamarca (BRIX, 2014), Estados Unidos (COOPER; WILLOUGHBY; COOPER, 2004), Grécia (STEFANAKIS e TSIHRINTZIS, 2011), Reino Unido (EDWARDS *et al.*, 2001) e Tailândia (KOOTTATEP *et al.*, 2004).

Com base no regime de escoamento do líquido, existem essencialmente três tipos de SAC: fluxo superficial, fluxo subsuperficial vertical ou horizontal e os sistemas híbridos (onde são combinados os fluxos subsuperficial vertical e horizontal). Entre estes, os SAC de fluxo vertical estão ganhando popularidade, devido à sua maior capacidade de transferência de

oxigênio e de menor requisito de área (CUI *et al.*, 2012). No SAC vertical o líquido a ser tratado é distribuído na superfície do leito e é tratado à medida em que sua percolação ocorre no meio filtrante.

Os sistemas são uma alternativa tecnológica em que se combinam os princípios de um leito de secagem e de um sistema alagado de escoamento vertical. Para Uggetti *et al.* (2010), os SAC não são somente uma alternativa para o desaguamento do lodo, mas possuem também potencial para estabilizá-lo.

O funcionamento consiste, basicamente, da aplicação do lodo na superfície do leito, que passa por um processo de separação da fase sólida e líquida por gravidade, e gera um subproduto seco (lodo acumulado) e um produto líquido, denominado de líquido percolado, lixiviado ou ainda chorume (METCALF e EDDY, 2004; STRANDE *et al.*, 2014).

Nos SAC, o desaguamento do lodo ocorre em função do tratamento ser realizado em batelada, sendo que em um primeiro momento é realizada a alimentação dos leitos com lodo, e no período subsequente o lodo passa por um processo de repouso, para possibilitar o seu desaguamento. O período de repouso pode variar de alguns dias a semanas (NIELSEN, 2008). Na batelada seguinte, o filtro é alimentado novamente, sendo o lodo bruto aplicado sobre o lodo que ficou acumulado no leito.

Para Tilley *et al.* (2014), como o SAC apresenta uma estética agradável, podendo inclusive usar espécies de plantas ornamentais, não deve ocorrer problemas com aceitação da tecnologia, especialmente se localizado fora de áreas densamente povoadas.

Nielsen *et al.* (2014) concluem, em pesquisa de SAC tratando lodo misto de ETE, que se o sistema tiver dimensões corretas, projeto e operação adequados à qualidade do lodo, os SAC são uma tecnologia viável para o tratamento do lodo antes de sua disposição final.

A Tabela 3.2 apresenta a síntese da caracterização físico-química, em termos de concentração e eficiência de remoção, do líquido percolado de algumas pesquisas de tratamento do lodo de tanques sépticos em SAC.

Tabela 3.2: Síntese da caracterização físico-química do líquido percolado segundo diversos autores

Autor (ano)	País	TAS (kgST/m ² .ano)	Concentração em mg/L (Eficiência em %)						
			DBO	DQO	ST	STV	SST	NTK	N-NH ₄ ⁺
Koottatep <i>et al.</i> (1999)	Tailândia	125 – 250	-	-	3075 e 3050	-	-	-	-
Paing e Voisin (2005)	França	46	104 (98,5)	463 (98,5)	-	-	143 (99)	70 (94)	-
Panuvatvanich <i>et al.</i> (2009)	Tailândia	250	283	-	1929	-	995	178	120
Kengne <i>et al.</i> (2009)	Camarões	100	-	(96,7–99,9)	(64,9–99,6)	(90,0–99,9)	(95,2–99,9)	(77,8–99,6)	(45,1–99,2)
Kengne <i>et al.</i> (2009)	Camarões	200	-	(73,4–99,9)	(70,6–99,9)	(73,4–99,7)	(78,5–99,9)	(69,2–99,3)	(8,2–99,7)
Kengne <i>et al.</i> (2009)	Camarões	300	-	(78,0–99,9)	(71,1–99,7)	(68,0–99,8)	(61,8–99,9)	(78,7–98,3)	(29,1–99,9)
Suntti <i>et al.</i> (2011)	Brasil	125	-	85 (95)	472 (96)	-	18 (99,9)	14 (96)	10,7 (68)
Suntti <i>et al.</i> (2011)	Brasil	250	-	507 (94)	821 (94)	-	330 (96)	39 (90)	22,3 (44)
Sonko <i>et al.</i> (2014)	Senegal	200	-	92-1853	883-5228	-	-	43-66	-

Nota-se que apesar das concentrações efluentes serem variadas, pois dependem do lodo bruto aplicado, de maneira geral, a eficiência de remoção tem sido elevada.

Alguns autores apontam vantagens destes sistemas em relação aos processos convencionais de tratamento de lodo: redução no volume do lodo adicionado ao sistema; redução no teor de matéria orgânica; maior acúmulo de lodo ao longo do tempo; evapotranspiração realizada pelas plantas; redução do lodo sem a utilização de produtos químicos; capacidade de lidar com grandes cargas; baixo custo de implantação; baixo custo para remoção de lodo, pois o mesmo pode ficar no leito por anos; as plantas utilizadas podem gerar renda; sistema simples do ponto de vista operacional; baixo consumo energético; possibilidade de aproveitamento do subproduto como condicionador do solo (STRAUSS e MONTANGERO, 2002; KOOTTATEP, 2002; SUNTTI *et al.*, 2011; TILLEY *et al.*, 2014).

Como limitações destes sistemas destacam-se a necessidade de grandes áreas, longo período para adaptação do leito; possibilidade de geração de odor e infestação de insetos; e necessidade de maiores estudos quanto aos aspectos sanitários e parâmetros de projeto (KIM e SMITH, 1997; SUNTTI *et al.*, 2011).

De acordo com Strande *et al.* (2014), embora haja exemplos limitados de SAC tratando lodo de tanques sépticos em escala real, com os avanços alcançados, a expectativa dos autores é que cada vez mais os SAC serão adotados, especialmente em regiões tropicais de países de baixa renda.

Tendo em vista a utilização dos tanques sépticos em países em desenvolvimento, os impactos ambientais decorrentes da disposição inadequada do lodo, as vantagens da tecnologia de SAC para esse tipo de tratamento, o pouco conhecimento e utilização da tecnologia no Brasil e as lacunas ainda existentes na literatura, a presente pesquisa é justificada.

3.3.1 Parâmetros de projeto de SAC vertical tratando lodo

Em um trabalho de revisão sobre a tecnologia, Uggetti *et al.* (2010) afirmam que ainda não há valores padronizados para o dimensionamento de SAC para tratamento de lodo. No que se refere a lodos específicos, como o de tanque sépticos, o número de pesquisas é ainda menor e, conseqüentemente, são menores as informações quanto à concepção de projetos.

Uggetti *et al.* (2010) argumentam que o principal fator de projeto é a taxa de aplicação de sólidos (TAS), definida como a massa de sólidos totais aplicada no sistema por unidade de área e tempo, que possibilita a determinação da área requerida e, conseqüentemente, o dimensionamento do sistema. Dominiak *et al.* (2011) apontam que o teor de sólidos do lodo é um dos fatores críticos para a umidade final do lodo acumulado.

Há diferentes estudos realizados para avaliar SAC para tratamento de lodo, nos quais é possível verificar a grande diversidade de concepções e taxas de aplicação utilizadas. É importante ressaltar que os estudos avaliam diferentes tipos de lodo, como de reatores anaeróbios do tipo UASB e de lodos ativados, sendo que para lodos de tanques sépticos os relatos na literatura ocorrem com menor frequência - como exemplos tem-se os trabalhos de Koottatep (2002), Koné e Strauss (2004) e Suntti *et al.* (2011). A Tabela 3.3 apresenta algumas taxas de aplicação utilizadas para SAC recebendo distintos tipos de lodo.

Tabela 3.3: Taxa de aplicação superficial de sólidos adotada em diversos estudos de SAC tratando distintos tipos de lodo.

Referência	TAS (kgST/m ² .ano)	Tipo de lodo
Cooper <i>et al.</i> (1996)	80	-
Burgoon <i>et al.</i> (1997)	65	-
Kim e Smith (1997)	16 – 106	-
Koottatep <i>et al.</i> (1999)	125 – 250	Tanque séptico
Summerfelt <i>et al.</i> (1999)	30	Tanque séptico
Koné e Strauss (2004)	≤ 250	Tanque séptico
Nielsen (2003; 2005)	50 – 60	Lodo ativado e lodo digerido anaerobiamente
Noumsi <i>et al.</i> (2006)	≤ 200	-
Cui <i>et al.</i> (2008)	60,6 – 442,7	Lodo primário com lodo secundário
Troesch <i>et al.</i> (2008)	22 – 44	Lodo ativado
Kengne <i>et al.</i> (2009)	200	Tanque séptico
Panuvatvanich <i>et al.</i> (2009)	250	Tanque séptico
Suntti <i>et al.</i> (2011)	125 – 250	Tanque séptico
Uggetti <i>et al.</i> (2011)	55 - 51- 125	Lodo ativado
Sonko <i>et al.</i> (2014)	200	Tanque séptico

Nota-se que há uma grande variação em relação à TAS a ser usada, mesmo quando é o mesmo tipo de lodo. Quando avaliadas outras características dos SAC, como número de leitões, área, plantas cultivadas, tempo do ciclo de operação e tempo de detenção, as diferenças entre os estudos também são muitas. Dentre os estudos apresentados na Tabela 3.3 que

utilizam lodo de tanque séptico, a maioria citam TAS de até 250 kgST/m².ano, sendo estudos realizados em regiões quentes.

Koottatep (2002) menciona outra possibilidade como fator principal de projeto, dizendo que o dimensionamento dos SAC pode ser realizado de acordo com o volume de lodo que se almeja tratar. Para Jong e Tang (2014), os principais parâmetros de projeto são as taxas de aplicação hidráulica (TAH) e de sólidos (TAS), sendo que o aumento das TAH reduz significativamente o nível de tratamento, devendo ser avaliadas diferentes estratégias de alimentação do sistema.

Outra possibilidade que vem sendo estudada na concepção dos projetos é a presença de tubos de ventilação. Uggetti (2010) informa que a instalação dos tubos visa promover a circulação do ar através do sistema de drenagem e meio suporte. Porém na literatura não há padrões para as dimensões e material dos tubos, ocorrendo diferentes alturas e áreas. De acordo com Koottatep *et al.* (1999), os tubos devem ter pelo menos um metro acima da camada superficial do leito e o diâmetro deve ser semelhante ao usado nos tubos de drenagem de fundo.

Koottatep (2002) e Stefanakis e Tsihrintzis (2011) investigaram a presença dos tubos de ventilação e concluíram que eles contribuem para uma melhor aeração do substrato, evitando condições anaeróbias e, conseqüentemente, danos às plantas. Suntti *et al.* (2011) instalaram os tubos de ventilação em SAC pilotos tratando lodo de tanque séptico e destacaram que a elevada eficiência do sistema foi beneficiada pela presença dos tubos, o qual permitiu maior entrada de oxigênio no sistema, favorecendo o processo de nitrificação. Segundo Nielsen e Willoughby (2007), o acréscimo dos tubos ao sistema contribui para a decomposição da matéria orgânica presente no lodo. Strande *et al.* (2014) citam que um aumento do fluxo de ar, bem como melhores condições de escoamento hidráulico do líquido, podem ser conseguidos usando tubos de ventilação.

Por outro lado, Stefanakis (2011) afirma que, em sua pesquisa, a presença dos tubos de ventilação não afetou a qualidade do produto final do lodo.

Outros componentes são importantes na construção de um SAC, como o material filtrante, que pode ser de diferentes tipos, sendo os mais utilizados a brita e a areia, com granulometrias distintas, preenchendo uma profundidade de, aproximadamente, 100 cm. Na camada superficial, de maneira geral, os estudos apontam para o uso de areia, devido a menor granulometria. Koottatep *et al.* (1999), avalia SAC com 10 cm de areia fina na camada

superficial. Já Cui *et al.* (2008) comentam que utilizam 10 cm de areia grossa e Nielsen (2003) estuda SAC com camada superficial de 15 cm de areia.

O meio filtrante é o suporte para o crescimento das bactérias, as quais são responsáveis pelos processos de remoção da matéria orgânica e transformação das frações nitrogenadas, além da manutenção das condições hidráulicas do leito (COOPER *et al.*, 1996). É necessário também estabelecer uma altura de borda livre, que deve ser avaliada em função do tempo previsto para acumular o lodo no leito, antes de sua retirada.

Há ainda o sistema de drenagem, no qual são instalados no fundo do leito canos perfurados, com diâmetro variável, a depender do sistema. São necessários para realizar o transporte do líquido percolado.

Quanto ao horizonte de projeto, o período de tratamento em um SAC é de, aproximadamente, 10 a 12 anos, mas há relatos de até 20 anos. Vários sistemas na Dinamarca estão em operação há mais de 15-20 anos e já passaram por um período de esvaziamento do leito e alguns já estão perto de um segundo período de esvaziamento (NIELSEN, 2014).

3.3.2 Plantas nos SAC tratando lodo

A principal função das plantas em um SAC é evitar a colmatção do meio filtrante, de acordo com Brix (2004). Já para Lana (2013) elas podem exercer diversas funções em um SAC, sendo que as mais facilmente perceptíveis, a depender do tipo de vegetação e densidade, são as físicas: transpiração, resistência ao escoamento e retenção de sólidos. As plantas atuam também na fixação e crescimento de microrganismos responsáveis pela remoção da matéria orgânica e na assimilação de nitrogênio. Por outro lado, alguns autores têm atribuído pouca importância a essas funções das plantas nos SAC (TORRENS *et al.*, 2009; KEFFALA e GHRABI, 2005).

Nos SAC para tratamento de lodo, as plantas exercem as funções já citadas, além de possibilitarem um aumento na evapotranspiração e influenciarem no desaguamento e mineralização do lodo acumulado no leito (BRIX, 2014). Para Strande *et al.* (2014) as plantas são essenciais para o melhor desempenho da estabilização, desaguamento e redução de patógenos nos lodos tratados em SAC, além de minimizar problemas com colmatção. De acordo com de Maeseneer (1997), a ação do vento sob as plantas possibilita que seus caules

criem espaços tubulares, os quais permitem a manutenção da drenagem do líquido sobre o leito.

De acordo com Cooper *et al.* (1996) as plantas mais comumente usadas em SAC são as macrófitas, com destaque para a *Phragmites* spp., a *Typha* spp (taboa), o *Juncus* spp. e a *Scirpus* spp. Apesar destas plantas serem amplamente utilizadas nos SAC, há controvérsias sobre o real papel e influência das diferentes espécies no desempenho do tratamento. Para o tratamento do lodo de tanques sépticos, Tilley *et al.* (2014) sugerem a *Echinochloa pyramidalis*, a *Phragmites* spp. ou a *Typha* spp, como plantas adequadas, a depender do clima.

Strande *et al.* (2014) informam que, devido aos níveis elevados e altamente variáveis de nutrientes nos lodos de tanque sépticos, a planta utilizada deve ser capaz de tolerar diferentes condições para crescimento e deve resistir aos choques de cargas e à desidratação do lodo.

Na presente pesquisa, a planta utilizada é o capim tifton-85, que é uma gramínea forrageira tropical resultante de trabalhos de melhoramento genético de forrageiras do gênero *Cynodon*. Algumas características podem ser citadas, como a capacidade de produzir elevada quantidade de forragem e a resistência à seca e ao frio.

Não foram encontrados estudos que utilizem o capim tifton-85 em SAC tratando lodo, mas Matos *et al.* (2010), em SAC horizontal recebendo águas residuárias brutas de laticínios, não constataram influência significativa da vegetação (capim elefante e tifton) na remoção de DBO, DQO, ST e SST, porém esta foi observada para remoção de nitrogênio, potássio e sódio. Fia *et al.* (2011), em estudo com SAC horizontal tratando águas residuárias de suinocultura, observaram que o tifton suportou cargas orgânicas maiores que a taboa (*Typha latifolia*) e obteve capacidade extratora de nutrientes também superior.

3.3.3 Recirculação do percolado

A recirculação do líquido percolado no sistema, principalmente no que se refere ao tratamento do lodo de tanques sépticos, é um tema ainda pouco pesquisado. Foladori *et al.* (2013) afirmam que, apesar do crescente interesse dos SAC com recirculação e/ou aeração, este tema ainda não foi amplamente investigado, sendo a maioria das aplicações em escala de laboratório.

A recirculação tem se mostrado um método eficaz para obter baixas concentrações de nitrogênio na saída do tratamento de efluentes domésticos de pequenas comunidades, especialmente em climas quentes, como indicam Ayaz *et al.* (2012).

Gagnon *et al.* (2012) informam que a recirculação em SAC tratando lodo pode ser uma estratégia para a redução da concentração elevada de nitrogênio amoniacal. Prost-Boucle e Molle (2012) utilizaram a recirculação no tratamento de esgoto em SAC e afirmam que essa concepção pode melhorar a eficiência da nitrificação, reforçando, simultaneamente, a remoção de matéria orgânica e sólidos. Stefanakis e Tsihrintzis (2012) informam que no tratamento de esgotos, a recirculação do efluente tratado é uma possível configuração para melhores resultados quanto à desnitrificação em SAC.

Observa-se que a recirculação tem sido empregada com o objetivo de possibilitar o aumento das cargas aplicadas ou melhorar a qualidade do efluente final, especialmente, com relação à remoção de nitrogênio.

As configurações dos SAC com recirculação têm apresentado algumas variantes, como: o uso de sistemas híbridos (SAC horizontal e SAC vertical), em que após percolado pelas duas unidades, o efluente final retorna (recircula) para a primeira etapa; a recirculação de somente uma fração do efluente; a realização de mais de uma recirculação; o uso de um mesmo leito para a aplicação do afluente e para a recirculação do efluente; a ocorrência da aplicação em um leito e a recirculação em outro; entre outras (AYAZ *et al.*, 2012; TUNÇSIPER, 2009; BRIX e JOHANSEN, 2004; BRIX e ARIAS, 2005; PROST-BOUCLE e MOLLE, 2012).

Apesar da importância dada à recirculação em SAC, ressalta-se que sua utilização pode exigir a instalação de equipamentos eletromecânicos, como bombas, acarretando em um consumo adicional de energia e de requisitos de manutenção eletromecânica (STEFANAKIS e TSIHRINTZIS, 2009).

Prost-Boucle e Molle (2012) informam, ainda, que a recirculação alcançará resultados positivos dependendo das cargas aplicadas. Para altas cargas de DQO (220 kgDQO/m².ano), em estudo tratando esgoto na França, os autores encontraram limitações no desempenho da recirculação, sendo apontada até uma pequena diminuição na eficiência de remoção.

3.3.4 Lodo acumulado no leito dos SAC

Com a aplicação do lodo bruto ao longo do período de operação do SAC, ocorre o acúmulo de lodo no leito, gerando uma camada semelhante ao solo. Uggetti *et al.* (2009) ressaltam que esta camada de lodo aumenta até certa taxa e quando atinge a altura máxima do SAC, ou seja, toda a borda livre, a alimentação do sistema deve ser interrompida, visando melhorar o desaguamento final do lodo e sua mineralização completa, que pode variar de um a dois meses, ou até um ano.

Koottatep *et al.* (2004), pesquisando um SAC para tratamento de lodo de tanque séptico com TAS de 250 kgST/m².ano, encontraram uma taxa de acúmulo de lodo de 12 cm ao ano. Comparado a outras tecnologias convencionais, como os leitos de secagem, centrífugas e filtros prensa, os SAC plantados possibilitam um maior armazenamento de lodo ao longo do tempo. Suntti (2010), em pesquisa com SAC pilotos tratando lodo de tanque séptico, encontrou uma altura do lodo acumulado aos 126 dias de operação de 13 cm, para uma TAS de 250 kgST/m².ano, e de 8 cm, para uma TAS de 125 kgST/m².ano. Segundo Tilley *et al.* (2014), a camada de lodo pode ser removida do leito depois de 2 a 3 anos, podendo ser utilizada na agricultura, a depender do grau de higienização do lodo. De acordo com Suntti (2010), o lodo acumulado, após seco e estabilizado, pode ser aplicado no solo diretamente ou após uma compostagem, levando em consideração as normas e legislações específicas para tais disposições. No Brasil, a Resolução CONAMA nº 375/2006 define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências (BRASIL, 2006).

3.3.5 Influência do período seco e chuvoso na operação dos SAC

A influência da sazonalidade nos projetos e construções de SAC não chega a ser um parâmetro de projeto, mas sua observação é relevante para que os sistemas não sejam super ou sub dimensionados, como comentado por Bassan *et al.* (2013). Os autores acrescentam, ainda, que os estudos com SAC tratando lodo têm apresentado resultados extremamente variáveis e, normalmente, não incorporam efeitos climáticos ao longo do ano, sendo importante os estudos que realizem tal análise.

Stefanakis *et al.* (2009) relatam que nos meses em que a temperatura e a radiação são elevadas, tem-se uma maior concentração de sólidos no lodo acumulado no leito, devido à maior perda de água nessa época.

Bianchi *et al.* (2011), em estudo realizado na Itália, chegaram à conclusão que as plantas e microrganismos são os principais agentes de tratamento do lodo, mas em comparação realizada com a sazonalidade, confirmou-se que, com uma baixa cobertura vegetal, a temperatura representa o fator principal para processos bioquímicos.

Outro fato interessante sobre a sazonalidade, encontrado por Bassan *et al.* (2013), é que o esvaziamento de tanques sépticos é realizado com muito mais frequência durante a estação chuvosa, o que pode ser consequência de prováveis intrusões de água de chuva em sistemas mal projetados e mal construídos. Tal fato pode interferir nas taxas de aplicação dos SAC e consequentemente no desempenho do tratamento.

3.4 Mecanismos de tratamento nos SAC

No tratamento de águas residuárias realizado em SAC ocorrem alguns mecanismos físicos (sedimentação, filtração, adsorção e volatilização), químicos (precipitação, adsorção e decomposição) e biológicos (metabolismo bacteriano, metabolismo das plantas, absorção das plantas e decaimento natural). Os mecanismos de remoção dos poluentes são os mesmos para todos os diferentes tipos de SAC, variando apenas na sua intensidade e importância (COTA, 2011). Conforme Kadlec e Knight (1996), os SAC são carregados com lodo, que posteriormente é desidratado e estabilizado por meio de vários mecanismos físicos e biológicos.

No que se refere à filtração, quando o lodo é aplicado sobre o leito, os sólidos são retidos na superfície, enquanto o líquido escoar verticalmente através do meio filtrante e, posteriormente, é recolhido (KADLEC e KNIGHT, 1996). O movimento natural das plantas, devido ao vento, e o crescimento de raízes possibilitam a percolação do líquido, acarretando em uma melhor drenagem. Como as plantas continuam o crescimento ao longo da operação, elas “quebram” o lodo acumulado no leito, mantendo boas condições para a filtração (BRIX, 1994).

O metabolismo das plantas também está associado a relevantes mecanismos de tratamento nos SAC. A transpiração é o processo pelo qual a água é liberada para a atmosfera por meio da

superfície da folha e do caule da planta. A presença de plantas no SAC, portanto, ajuda no desaguamento do lodo, absorvendo e, em seguida, liberando umidade através da transpiração.

Outro mecanismo importante no SAC é o metabolismo bacteriano. A estabilização é a conversão da matéria orgânica em componentes orgânicos mais estáveis, enquanto a mineralização é o processo pelo qual os nutrientes inorgânicos biologicamente disponíveis são liberados durante a degradação de materiais orgânicos. Até mesmo o lodo de tanques sépticos, que sofreu o processo de decomposição durante um longo período dentro do próprio tanque, pode precisar ser estabilizado se permanecer com concentrações de DBO elevadas (INGALLINELLA *et al.*, 2002). A mineralização incide, principalmente, durante os períodos de repouso entre as cargas de lodo aplicadas, que é quando ocorrem condições aeróbias no SAC. Na aplicação do lodo, a disponibilidade de oxigênio é menor, devido às condições de saturação e às elevadas concentrações de matéria orgânica biodegradável (STRANDE *et al.*, 2014).

Segundo von Sperling (1996), os processos responsáveis pela remoção da matéria carbonácea e nitrogenada em esgotos são aqueles que utilizam os microrganismos como principais agentes transformadores. As bactérias (e também outros microrganismos) utilizam os compostos presentes no esgoto para obterem suas fontes de carbono, nutrientes e energia. Com isso, os microrganismos garantem seu metabolismo e sua reprodução por meio de reações de oxidação dos substratos orgânicos e inorgânicos presentes nos esgotos.

Como mencionado, os microrganismos podem atuar na remoção da matéria carbonácea em condições aeróbias (degradação aeróbia) ou anaeróbias (degradação anaeróbia) no SAC, sendo que predominam as primeiras nos SAC verticais. Nas condições aeróbias, a conversão da matéria orgânica ocorre através da respiração aeróbia, em que atuam microrganismos heterotróficos e facultativos, que precisam do oxigênio para oxidar a matéria orgânica e obter energia para o seu metabolismo. Além disso, obtêm energia para a síntese de novas células, que posteriormente podem ser oxidadas pela respiração endógena. Nesse processo, os microrganismos necessitam também de fontes de nutrientes essenciais, principalmente o nitrogênio e o fósforo, que precisam estar em condições equilibradas, para a atuação na remoção de poluentes (METCALF e EDDY, 2004).

Já a matéria nitrogenada, ao longo do processo de tratamento, pode se apresentar em diferentes formas e em distintos estados de oxidação: nitrogênio orgânico, amônia, íon

amônio, nitrogênio gasoso, íon nitrito e íon nitrato. Nos esgotos domésticos, bem como no lodo primário, as formas predominantes são o nitrogênio orgânico (N org) e o nitrogênio amoniacal, que são determinados em laboratório pelo método Kjeldahl, constituindo assim o denominado Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) (VON SPERLING, 2012).

Na remoção da matéria nitrogenada ocorrem, principalmente, os processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação, sendo que estes são maximizados na presença de plantas (STRANDE *et al.*, 2014).

A amonificação é o primeiro processo a ocorrer e depende de fatores como o pH e a temperatura. Consiste na degradação dos compostos orgânicos nitrogenados em amônio, através da atividade de microrganismos heterotróficos (VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008).

A nitrificação compreende duas fases: a nitrificação, oxidação do amônio a nitrito e a nitratação, oxidação de nitrito a nitrato. No processo, atuam, principalmente, bactérias dos gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* (pesquisas recentes apontam para a atuação de outros gêneros), ambas quimioautotróficas e que utilizam parte da energia liberada nas reações de oxidação para a síntese celular. O processo depende de fatores como o oxigênio dissolvido, o pH, o tempo de detenção hidráulica e a temperatura (COTA, 2011). A reprodução das bactérias que atuam na nitrificação é mais lenta do que a das heterotróficas responsáveis pela degradação da matéria orgânica, sendo importante garantir o crescimento e a permanência delas no sistema, para que possam ter tempo suficiente para atuar na conversão do amônio a nitrato (VON SPERLING, 2005).

A remoção completa de nitrogênio nos SAC ocorre por meio da desnitrificação, que é o processo no qual o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso, através de bactérias heterotróficas facultativas de diversos gêneros capazes de usar tanto o oxigênio quanto o nitrato como aceptores de elétrons. Para a ocorrência do processo é necessária a presença de nitrato, condições anóxicas e fonte de carbono. Ressalta-se que a nitrificação tem que preceder a desnitrificação, já que o nitrato é um dos pré-requisitos (KADLEC e WALLACE, 2008).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

O presente estudo foi realizado no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento UFMG/COPASA (CePTS), onde as unidades do SAC foram implantadas. O CePTS localiza-se no município de Belo Horizonte, Minas Gerais, mais especificamente, na ETE Arrudas, na Avenida dos Andradas, 8805, na margem esquerda do Ribeirão Arrudas, coordenadas geográficas 19°53'42" S e 43°52'42" W. A ETE Arrudas é operada pela Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA) e recebe esgotos tipicamente sanitários (LANA, 2013). A imagem de satélite da estação pode ser observada na Figura 4.1. Em destaque são mostrados o tratamento preliminar e o SAC estudado neste trabalho.



Figura 4.1: Imagem de satélite da Estação de Tratamento do Arrudas
Fonte: Adaptado de Lana (2013)

4.2 Sistema de tratamento em escala real

4.2.1 Descrição do sistema

O SAC foi construído em 2007 e dimensionado conforme características do esgoto afluyente ao CePTS durante o ano de 2007 e características típicas do primeiro estágio de um sistema francês de escoamento vertical (três unidades em paralelo, com alimentação alternada). O projeto foi inicialmente concebido para o tratamento apenas de esgotos sanitários, baseado no

atendimento a uma população de 100 habitantes, com vazão média de projeto de 11,3 m³/d. Foram construídos três filtros verticais alimentados por esgoto em paralelo, alternadamente, cada um com 3,1 m de largura, 9,4 m de comprimento e 1,0 m de parede lateral, preenchidos com 0,7 m de meio suporte e plantado com capim tifton-85 (*Cynodon dactylon Pers*). Neste caso, a área de cada leito é 29,1 m² e a área total do sistema corresponde a 87,4 m² (COTA, 2011).

A granulometria de preenchimento do meio suporte de cada leito, consistiu em 40 cm de brita 0 (2,4 a 12,5 mm) na camada superficial, 15 cm de brita 1 (4,8 a 25 mm) na camada intermediária e 15 cm de brita 3 (19 a 50 mm) na camada inferior ou de drenagem (Figura 4.2). De acordo com Cota (2011), as granulometrias usadas levaram em conta a disponibilidade comercial do material, diferindo um pouco das características sugeridas no sistema francês. De qualquer forma, vale ressaltar que a granulometria utilizada foi concebida para o tratamento de esgotos, sem se antever, na época, a utilização para o tratamento de lodo. Para a presente pesquisa, foi mantida a granulometria original segundo o sistema francês para tratamento de esgotos, sem modificações para o recebimento do lodo.

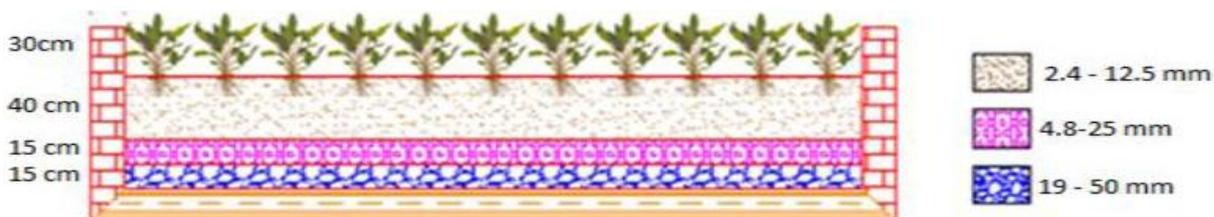


Figura 4.2: Esquema das alturas e granulometrias do meio suporte

O plantio do capim tifton-85 nas unidades foi realizado em novembro de 2008, sendo que a escolha da planta foi justificada por Cota (2011) pelo potencial aproveitamento para a alimentação animal.

A drenagem dos leitos é realizada por dois tubos perfurados com 100 mm de diâmetro localizados no fundo de cada leito (LANA, 2013).

Em 14/05/2014 (230 dias de operação), foram acrescentadas na parte inicial dos leitos duas colunas de ventilação, em tubos de PVC de diâmetro de 100 mm, conectadas com o sistema de drenagem de fundo e com 1,0 m de altura acima da camada de lodo, como recomendado na literatura (Figura 4.3).



Figura 4.3: Tubos de ventilação instalados nos SAC

4.2.2 Aplicação do lodo bruto

Na presente pesquisa, em 27 de setembro de 2013, um dos leitos, anteriormente dedicado a esgotos, passou a receber apenas lodo, iniciando o período de operação, enquanto os outros dois leitos continuaram recebendo esgotos. O meio suporte do leito que passou a receber lodo não sofreu nenhuma alteração para as novas condições, mas cabe dizer que, aparentemente, não havia acúmulo de sólidos no leito, sendo possível enxergar a camada mais superficial de britas.

Desta forma, apenas um dos três leitos recebia a aplicação de lodo de caminhões limpa-fossa e foi identificado como a Unidade de Lodo (UL). A aplicação do lodo bruto (LB) era diretamente da mangueira do caminhão limpa-fossa, havendo o cuidado para que ocorresse a distribuição homogênea no leito (Figura 4.4).



Figura 4.4: Aplicação do lodo bruto na UL, destaque para a movimentação da mangueira

A aplicação do lodo bruto era realizada uma vez por semana, por meio de caminhão limpa-fossa de empresas distintas e com volume variável, mas tipicamente de aproximadamente 8,0

m³, que era informado pelo motorista do mesmo e sempre que possível, era conferida a documentação. O lodo do caminhão limpa-fossa era proveniente de diferentes instalações domésticas, não sendo possível garantir que seu conteúdo era de tanques sépticos somente.

A TAS não era controlada a cada aplicação, como ocorre em outros estudos da literatura, sendo determinada após a análise da concentração de sólidos totais em laboratório. A TAS média foi de 81 kgST/m².ano. No que se refere a TAH, os leitos recebiam todo o volume transportado por cada caminhão, também implicando em distintas taxas a cada batelada. Por fim, a TAH média foi de 13,1 m³/m².ano. Tal estratégia foi adotada, pois em uma localidade real, possivelmente, essas seriam as condições de operação, sem condições de exercer controle absoluto sobre os volumes e cargas aplicados.

No início da operação do SAC, a ETE Arrudas recebia caminhões limpa-fossa diariamente, sem haver muitas restrições quanto à proveniência, quantidade e qualidade do conteúdo dos caminhões, para despejo do lodo na etapa de tratamento preliminar da ETE, para tratamento combinado com os esgotos sanitários. Com isso, o primeiro caminhão que chegava à ETE no dia de coleta da pesquisa era encaminhado para a aplicação no SAC. Esporadicamente, nenhum caminhão chegava à ETE no dia de coleta, havendo nova tentativa no dia seguinte ou aguardando a aplicação da semana seguinte. Em agosto de 2014 foram iniciados novos procedimentos para despejo de caminhões limpa-fossa na COPASA, exigindo documentações e condições mais restritivas.

Do início da operação até dezembro de 2013, ou seja, por aproximadamente três meses, foi considerado como o período de partida do sistema, onde ocorreu a adaptação da unidade de lodo. Deve-se lembrar que esta unidade já trabalhava antes recebendo esgotos, ou seja, o leito já possuía biomassa e plantas. Em janeiro de 2014, foi acrescido o sistema de recirculação do líquido percolado e desde então, até o dia 05 de novembro de 2014, foi realizado o monitoramento de parâmetros físicos, químicos e biológicos.

4.2.3 Recirculação do líquido percolado

Todo o líquido percolado da UL era recirculado nos outros dois leitos, alternadamente, que são identificados como Unidade de Recirculado 1 e 2 (UR1 e UR2). A recirculação era realizada por meio de bomba instalada na caixa de saída da UL e a aplicação era feita com

mangueira flexível (Figura 4.5). A Figura 4.6 apresenta o esquema do sistema e a Figura 4.7 a aplicação nos leitos.



Figura 4.5: Equipamentos instalados para a recirculação

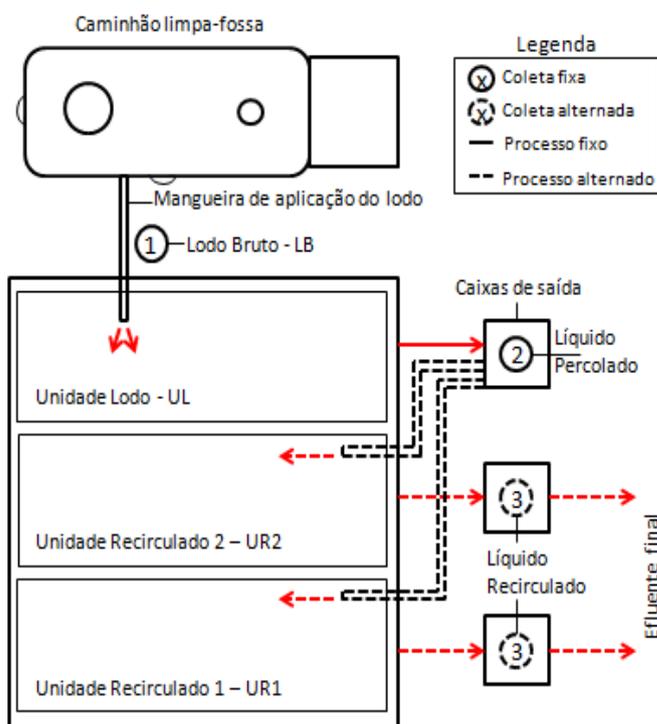


Figura 4.6: Esquema do sistema alagado construído para tratamento de lodo de tanques sépticos



Figura 4.7: A) UL recebendo a aplicação de lodo bruto e B) UR1 recebendo o líquido percolado

A recirculação do líquido percolado ocorreu de maneira alternada, pois a UR1 e UR2 são alimentadas por esgotos sanitários em um ciclo operacional total de duas semanas, ou seja, enquanto a UR1 recebe esgoto por uma semana, a UR2 fica em repouso. Ao término desta semana, as funções se invertem, com a UR1 entrando em repouso e a UR2 em alimentação,

pelo período de mais uma semana. A recirculação do líquido percolado da UL é sempre na UR que estiver em período de repouso.

É importante ressaltar que a aplicação de esgoto sanitário nas unidades de recirculação estava inserida no contexto de outro projeto do Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos e não foi objeto de pesquisa do presente trabalho.

A Figura 4.8 apresenta a vista geral do sistema, com a identificação de suas unidades e componentes.



Figura 4.8: Vista geral do SAC na configuração atual

4.3 Sistema de tratamento em escala piloto

4.3.1 Descrição do sistema

Além do sistema de tratamento em escala real descrito, foram realizados testes em escala piloto para avaliar o efeito da dupla recirculação do líquido percolado. O sistema consiste em duas colunas em PVC com um diâmetro interno de 145 mm e área superficial de 0,0165 m², com a mesma planta (capim tifton-85) e meio suporte (brita 0, brita 1 e brita 3) do sistema em escala real. A altura total era de 1,0 m de parede lateral, com as mesmas alturas das camadas de leito do sistema em escala real (70 cm de meio suporte e 30 cm de borda livre).

No fundo de cada coluna, há um cap perfurado para sustentar o meio suporte e permitir a saída do líquido percolado. As colunas são apoiadas em estrutura simples de madeira e a aplicação e coleta do lodo, líquido percolado e líquido recirculado foram realizadas com balde plástico e graduado.

4.3.2 Aplicação do lodo bruto

A operação do sistema piloto teve início em 30 de abril de 2014, sendo aplicado na Unidade Piloto 1 (UP1) o mesmo lodo bruto (LB) utilizado na escala real, com volume proporcional à área da unidade (mesma taxa de aplicação hidráulica).

Para um volume aplicado de 8 m^3 no sistema em escala real, a TAH resultante foi de $8 \text{ m}^3 / 29,1 \text{ m}^2 = 0,275 \text{ m}^3/\text{m}^2$ por aplicação, então a partir deste valor e da área superficial, a aplicação nas unidades pilotos era calculada. Com um caminhão limpa-fossa de 8 m^3 , por exemplo, o volume a ser aplicado era de $4,5 \text{ L}$ ($0,275 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times 0,0165 \text{ m}^2 \times 1000$) na UP1. Com isso, cabe ressaltar que a TAH e TAS aplicadas no sistema piloto eram as mesmas do sistema real.

No período de dezembro de 2013 a março de 2014, as colunas foram utilizadas em outra pesquisa do Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, que operava nas mesmas condições, com exceção da dupla recirculação, a ser descrita no próximo item. Por isso, considerou-se o período como partida do sistema, com as unidades pilotos já adaptadas para a realização da presente pesquisa.

4.3.3 Recirculação do líquido percolado

O líquido percolado da UP1 era recirculado na Unidade Piloto 2 (UP2) e, posteriormente, o líquido recirculado 1 (drenado da UP2) era recirculado novamente na UP2, gerando o líquido recirculado 2 e ocorrendo a dupla recirculação, conforme as Figuras 4.9 e 4.10.

Vale dizer, que a UP1 era a unidade equivalente a UL do sistema em escala real, onde o efluente era o líquido percolado. Já a UP2, acrescida de uma segunda recirculação, era a unidade equivalente a UR da escala real, sendo o efluente nomeado de líquido recirculado.

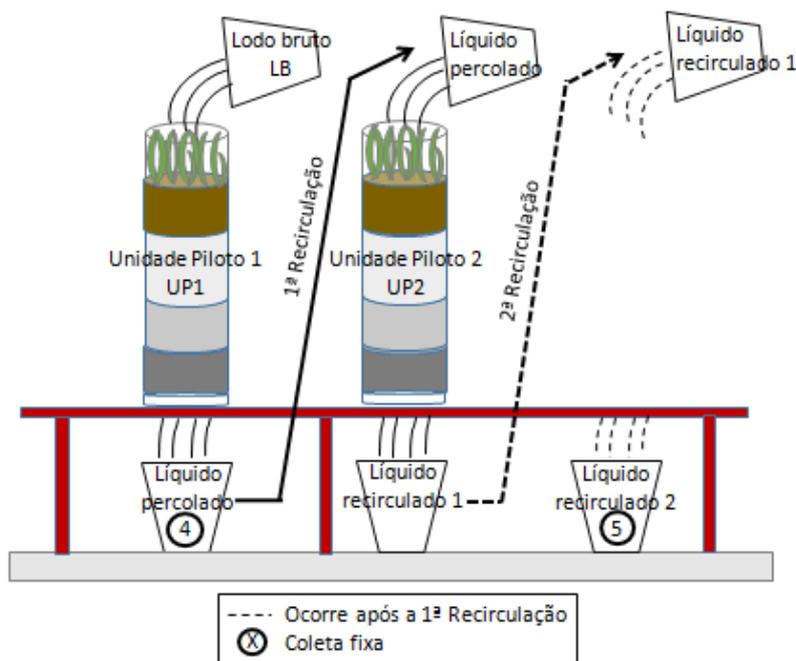


Figura 4.9: Esquema do sistema alagado construído piloto para avaliação da dupla recirculação



Figura 4.10: Unidades Piloto

4.4 Monitoramento dos sistemas

4.4.1 Lodo bruto, líquido percolado e recirculado

O monitoramento das unidades teve os seguintes enfoques principais: verificação do desempenho das unidades quanto à qualidade do líquido percolado e do líquido recirculado, avaliação inicial do processo de acumulação do lodo no leitos e comportamento dos leitos em relação à taxa de sólidos aplicada.

No sistema real, foram realizadas coletas de amostras em três pontos distintos do sistema, que podem ser observados na Figura 4.6 já apresentada. O ponto 1 refere-se ao lodo bruto, identificado como LB, coletado durante a descarga dos caminhões no sistema, diretamente da mangueira, por meio de balde plástico e graduado, o qual era preenchido com alíquotas de 3,0 L do início, meio e final do lodo aplicado, totalizando 9,0 L. A verificação se o volume do caminhão se encontrava no início, meio e fim era realizada por meio de dispositivo presente nos caminhões limpa-fossa, que possibilitavam visualizar a altura do líquido dentro do caminhão (Figura 4.11).



Figura 4.11: Dispositivo para visualização do lodo dentro do caminhão limpa-fossa

O ponto 2 refere-se ao líquido percolado, que era coletado na saída da UL, por meio de balde plástico e graduado, em três alíquotas de 3,0 L a cada 10 minutos, contados a partir do momento em que iniciava a saída de líquido na caixa de saída da UL, totalizando 9,0 L. Já o ponto 3 está relacionado ao líquido recirculado e era coletado na caixa de saída da UR1 ou UR2, por meio de balde plástico e graduado, em três alíquotas de 3,0 L, após 5 minutos de cada coleta realizada no ponto 2. Após a homogeneização, eram coletados 2,0 L das amostras de cada ponto para serem enviadas para análise. A Figura 4.12 ilustra o local das coletas realizadas.



Figura 4.12: Local das coletas de LB, UL e UR

No sistema piloto, foram realizadas coletas de amostras em dois pontos distintos, como já apresentado na Figura 4.9. O ponto 4 refere-se ao líquido percolado da UP1, que era coletado em balde plástico e graduado. Como o volume aplicado no sistema piloto era de aproximadamente 4,5 L, todo o volume aplicado era coletado.

Após as duas recirculações serem realizadas, ocorria a coleta no ponto 5, onde todo o líquido recirculado 2 da UP2 era coletado, por meio de balde plástico e graduado. Após a

homogeneização, eram coletados 1 L das amostras de cada ponto para serem enviadas para análise. A Figura 4.13 ilustra o local das coletas realizadas no sistema piloto.



Figura 4.13: Local das coletas de UP1 e UP2

As coletas, de maneira geral, foram realizadas semanalmente e no período da manhã e para verificação do desempenho das unidades reais e pilotos foram avaliados os parâmetros físicos, químicos e biológicos apresentados na Tabela 4.1. As análises e medições foram executadas de acordo com as orientações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA/AWWA/WEF, 2012), sendo algumas realizadas no CePTS e outras nos laboratórios do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. A Figura 4.14. ilustra algumas das análises realizadas. Ressalta-se que algumas análises não foram iniciadas logo no começo do monitoramento, ocasionando em um número de dados menor.

Tabela 4.1: Parâmetros avaliados nos pontos de coleta do sistema real (1, 2 e 3) e do sistema piloto (4 e 5)

Parâmetro	Sigla	Unidade	Ponto de coleta				
			1-LB	2-UL	3-UR	4-UP1	5-UP2
Oxigênio dissolvido	OD	mg/L	x	x	x	x	x
Potencial hidrogeniônico	pH	-	x	x	x	x	x
Temperatura	-	°C	x	x	x	x	x
Sólidos totais	ST	mg/L	x	x	x	x	x
Sólidos totais fixos	STF	mg/L	x	x	x	x	x
Sólidos totais voláteis	STV	mg/L	x	x	x	x	x
Demanda Bioquímica de Oxigênio	DBO ₅	mg/L	x	x	x		
Demanda Química de Oxigênio	DQO	mg/L	x	x	x	x	x
Íon amônio	N-NH ₄ ⁺	mg/L	x	x	x		
Nitrogênio total Kjeldahl	NTK	mg/L	x	x	x	x	x
<i>Escherichia coli</i>	<i>E. coli</i>	NMP/100 mL	x	x	x		
Coliformes Totais	CT	NMP/100 mL	x	x	x		

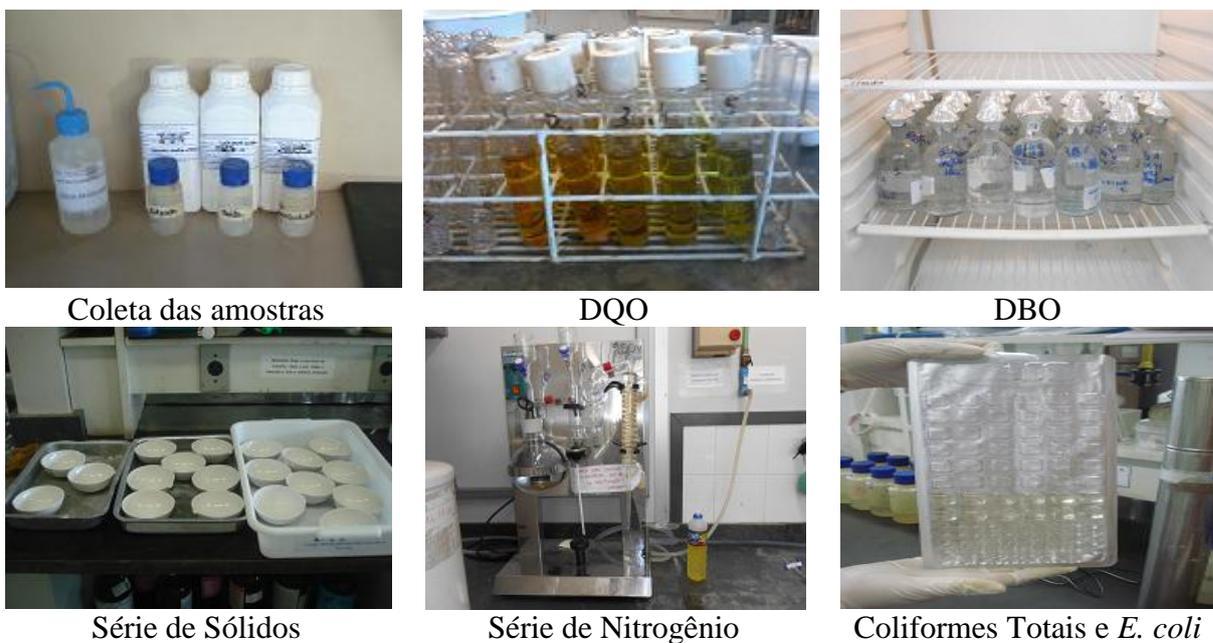


Figura 4.14: Visualização de algumas das análises realizadas

4.4.2 Caracterização do lodo acumulado

A coleta de amostras e análise da camada de lodo do leito da UL foram realizadas de acordo com orientações propostas por Kiehl (1985). Em campo as amostras foram coletadas utilizando-se de tubo de PVC, que era inserido na camada até o momento em que se sentia as britas do meio filtrante, e então se retirava uma parcela da camada de lodo para análise do percentual de sólidos totais (fixos e voláteis) e umidade em laboratório. Como o leito tem uma relação comprimento:largura de 3:1, as amostras eram coletadas em três pontos distintos, sendo no início, meio e fim do comprimento do leito (Figura 4.15).



Figura 4.15: Amostragem da camada de lodo na UL

No momento das amostragens, era também realizada a medição da altura da camada de lodo, por meio de régua ou fita métrica.

Ressalta-se que as análises do lodo acumulado foram realizadas somente na UL, numa frequência de, aproximadamente, 14 dias. Ao final do período de operação, foi realizada análise exploratória nos SAC pilotos e, ainda, em diferentes profundidades na UL.

4.4.3 Caracterização das plantas

O corte da parte aérea do capim tifton-85 dos sistemas ocorreu a cada 3 meses, aproximadamente, sendo realizadas, para a UL do sistema real, no momento do corte, a análise de produtividade das plantas. Para essa determinação foram realizadas três amostragens aleatórias de 1,0 m² na UL, uma no início, uma no meio e uma no final do leito, conforme descrito por Pompêo (2013) (Figura 4.16).



Figura 4.16: Análise do corte das plantas

Além disso, em todas as unidades dos sistemas foram monitorados, semanalmente, aspectos como alteração da cor, murchamento, altura, presença de espécies invasoras, morte e ataque de animais.

4.4.4 Hidrogramas e polutogramas

O monitoramento da vazão do sistema não foi realizado devido à variação da quantidade e qualidade do lodo recebido semanalmente e da estratégia de coleta de amostras adotada. Porém, com o intuito principal de verificar a variação da carga de sólidos totais ao longo do tempo, realizaram-se duas medições da vazão efluente ao longo do tempo, por meio de balde graduado e cronômetro, e da concentração de sólidos totais através de sensor da Hach® (Figura 4.17), compondo os hidrogramas e polutogramas de saída.

É importante esclarecer que o sensor mede a concentração de sólidos em suspensão totais, mas como em toda a pesquisa os resultados são expressos em sólidos totais, e tendo como base o afirmado por Andreoli *et al.* (2001), de que o lodo é composto por sólidos e água,

sendo que a maioria dos sólidos totais é representada pelos sólidos em suspensão, optou-se por expressar a medição do sensor como ST.

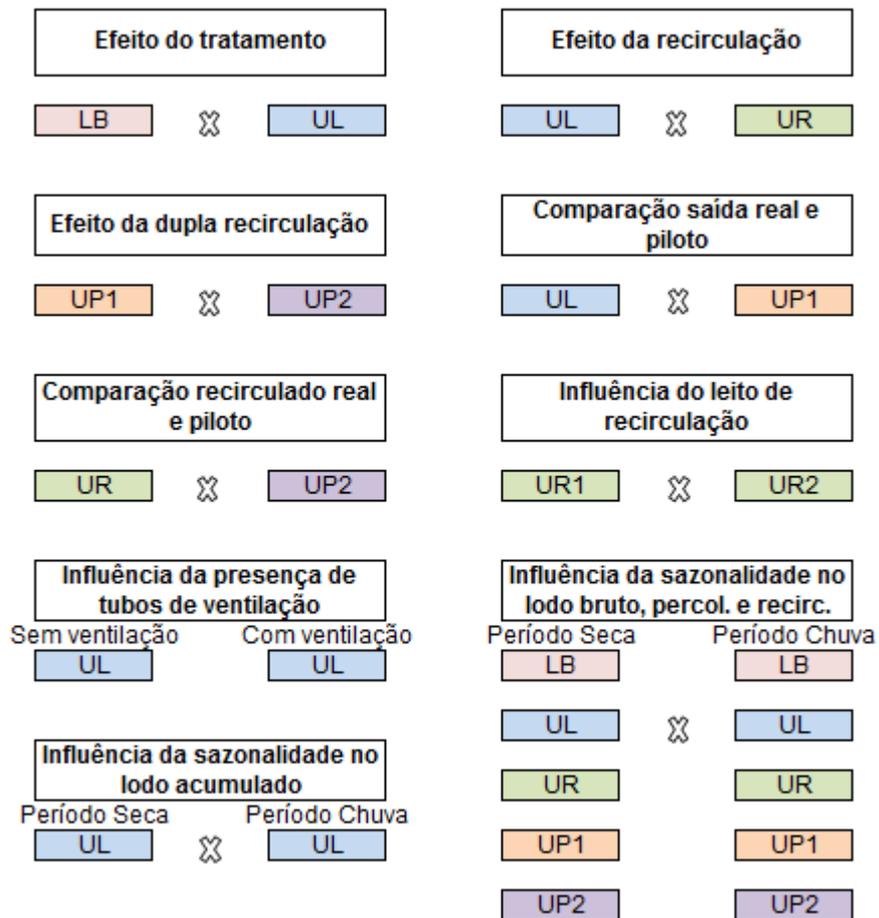


Figura 4.17: Medições para composição de hidrogramas e polutogramas

4.5 Análise estatística

O monitoramento do sistema ocorreu durante 405 dias, incluindo o período considerado como partida, sendo gerados um grande número de dados por ponto de amostragem e parâmetro, que foram tratados por meio de análises descritivas, com o auxílio do programa Microsoft Excel, para a elaboração de gráficos *box-plot* e séries temporais. Além disso, foi verificado se houve ocorrência de *outliers* e desvios significativos ao longo do monitoramento.

Após a confirmação da distribuição dos dados como não normal, por meio de testes de aderência, foi aplicado o teste não paramétrico *U de Mann-Whitney*, com nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$), com o auxílio do programa *Statistica 8.0*, para avaliar a significância dos valores e realizar comparações entre as unidades que recebem o lodo bruto, líquido percolado e recirculado, no que se refere ao efeito do tratamento, efeito da recirculação, efeito da dupla recirculação, diferenças entre unidade real e piloto, influência do leito de recirculação, influência da presença de tubos de ventilação e influência da sazonalidade. Além disso, verificou-se também se a sazonalidade influenciava a desidratação do lodo acumulado. A Figura 4.18 apresenta o resumo das análises realizadas.



LB: lodo bruto; UL: unidade de lodo; UR: unidade de recirculado; UP1: unidade piloto1; UP2: unidade piloto 2.

Figura 4.18: Análises estatísticas realizadas

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os itens a seguir apresentam os resultados encontrados na presente pesquisa, bem como sua discussão. Inicialmente são avaliados o desempenho do tratamento do lodo no SAC e o efeito da recirculação e dupla recirculação. Jong e Tang (2014) apontam que os resultados de caracterização de afluentes e efluentes de um SAC devem ser expressos em carga, devido à perda de água do sistema, mas como os próprios autores colocam, a maioria dos estudos recentes que discutem os efeitos de fatores relacionados ao tratamento de lodo em SAC, apresentam os resultados em termos de concentração e eficiência de remoção. Na presente pesquisa não será diferente da maioria dos trabalhos, pelo motivo de possibilitar melhores comparações e, ainda, devido à dificuldade operacional da medição da vazão em cada aplicação.

São apresentados também os resultados dos testes estatísticos aplicados para verificação da influência no desempenho do tratamento do lodo de tanques sépticos em SAC, no que se refere à sazonalidade, presença de tubos de ventilação e leito em que ocorreu a recirculação.

Posteriormente, são apresentadas as análises do lodo acumulado no leito, para verificação da ocorrência do desaguamento, e também o comportamento das plantas ao longo do período de monitoramento. Por fim, é apresentada uma análise geral de aplicabilidade do sistema, abrangendo itens como população atendida e custos.

5.1 *Características gerais do lodo bruto*

5.1.1 *Origem e aspectos gerais*

O lodo bruto amostrado na saída das mangueiras dos caminhões limpa-fossa apresentou elevada variação durante o monitoramento, o que era esperado, já que a proveniência dos caminhões era distinta em cada aplicação. Foram recebidos lodos de diferentes instalações domésticas, como casas, sítios, condomínios, pequenos comércios e canteiros de obras. A localização dessas instalações também foi variada, havendo ocorrências nos municípios de Belo Horizonte, Nova Lima, Santa Luzia, Lagoa Santa, Vespasiano, Betim, Contagem, Sarzedo, Baldim, Ribeirão das Neves, Esmeraldas e São Joaquim de Bicas.

Da mesma forma, também constatando a diversidade da proveniência dos caminhões limpa-fossa, Bassan *et al.* (2013), em estudo de caracterização do lodo de caminhões limpa-fossa em

Burkina Faso, encontrou que 80% do lodo era proveniente de instalações particulares e 20% de estabelecimentos comerciais e públicos. Quanto ao tipo de tecnologia, a proveniência de 59% foi de latrinas (somente latrinas ou latrinas e banheiro), 17% era de tanques sépticos, 9% de latrinas e tanques sépticos, 10% não foram identificados e 5% de outros. Ressalta-se que em Burkina Faso o uso de latrinas é mais recorrente do que no Brasil.

A qualidade do lodo também variou bastante ao longo do período de monitoramento. É interessante observar que visualmente foi possível verificar as diferenças, como de cor e densidade, conforme Figura 5.1, o que posteriormente era confirmado nas análises laboratoriais dos parâmetros físico-químicos. Heiness *et al.* (1999), em estudo de caracterização de tanques sépticos e banheiros públicos, perceberam que as características do lodo podem variar devido a diversos fatores de influência, como: tempo de armazenamento, mistura com óleos e graxas ou resíduo orgânico de cozinha, temperatura, desempenho do tanque séptico e tecnologia de esvaziamento.



Figura 5.1: Aspecto visual do lodo bruto

O odor, de maneira geral, foi verificado somente no momento das aplicações do lodo bruto no leito, sendo ainda mais “suave” do que os normalmente relatados em etapas de tratamento preliminar, que antecedem sistemas de tratamento esgoto.

5.1.2 Presença de resíduos

Acrescenta-se também sobre a qualidade do lodo bruto, a presença de resíduos na maioria das aplicações, como copos e sacolas plásticas, embalagens diversas de alimentos, lacres e tampas de embalagens, cartelas de remédios, absorventes femininos, grampos e prendedores de cabelo, entre outros, como indicado na Figura 5.2. Tilley *et al.* (2014) apontam que a presença de resíduos é um dificultador da gestão adequada do lodo de tanques sépticos. Segundo Strande *et al.*, (2014), os resíduos podem causar problemas na coleta e transporte do lodo, resultando em bombas e tubulações entupidas, necessidade de maior capacidade de armazenamento, além de poder afetar o desempenho do tratamento.



Figura 5.2: Resíduos presentes no lodo bruto

Strande *et al.* (2014) comentam sobre a ocorrência de resíduos domiciliares, bem como produtos de higiene menstrual e fraldas, que são comumente encontrados nos lodos de tanques sépticos, indicando que campanhas educativas devem ser realizadas para desencorajar esse tipo de descarte.

Ressalta-se que durante a pesquisa somente resíduos maiores eram retirados após a aplicação, os demais permaneciam no leito, visando simular o que aconteceria em um sistema operado em uma localidade real. No momento dos cortes, esses resíduos menores eram recolhidos.

Não foi possível verificar se a presença dos resíduos prejudicava o tratamento do lodo no SAC, já que testes específicos não foram realizados nesse sentido, mas visualmente o aspecto era ruim, além de dificultar as amostragens para análise em laboratório.

5.1.3 Taxa de aplicação hidráulica

Assim como a origem, o volume de lodo aplicado no SAC semanalmente variou, de 3,5 a 12 m³, conforme capacidade do caminhão e o quanto este estava cheio, sendo que predominou o volume de 8 m³.

Koottatep *et al.* (s/d) comentam que em vez de manter uma TAS constante, o que iria resultar em variações no volume a ser aplicado, a aplicação pode ser com base em um volume constante, permitindo um controle mais fácil das operações. Os autores comentam que a aplicação de 8 m³/semana de lodo foi uma estratégia adequada na pesquisa, sendo a área de 25 m² e ciclo de operação de uma semana, resultando em uma TAH de 16,6 m³/m².ano.

De forma semelhante, na presente pesquisa, o sistema operou com uma TAH média de 13,1 m³/m².ano e mediana de 14,3 m³/m².ano, conforme a Figura 5.3. Nota-se, claramente, que as taxas variaram ao longo do monitoramento, chegando em um máximo de 21,4 m³/m².ano e mínimo de 6,3 m³/m².ano.

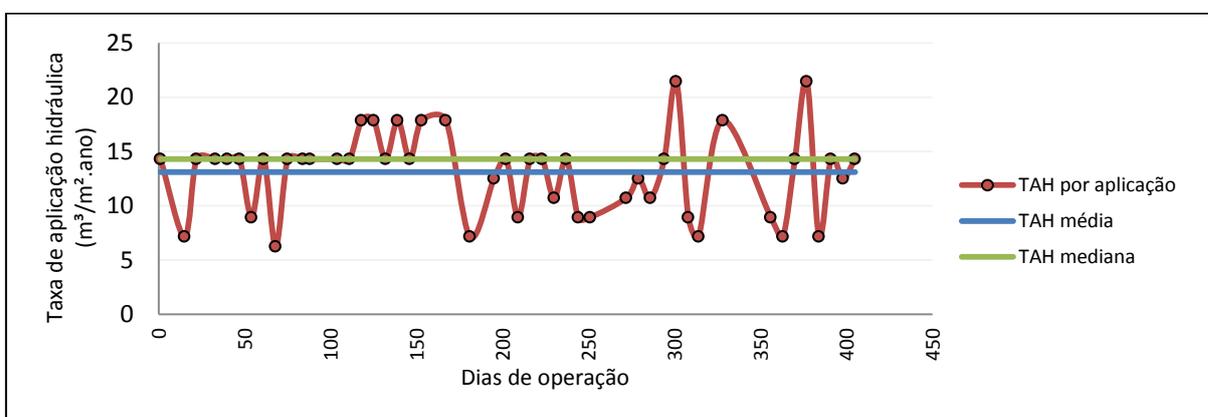


Figura 5.3: Taxa de aplicação hidráulica ao longo do tempo

Vale lembrar que o volume do caminhão limpa-fossa recebido no dia de coleta de amostras, era o volume a ser aplicado naquele dia no sistema, sendo determinada a TAH resultante *in loco* e sem controle de valores mínimos e máximos a serem aplicados. Tal estratégia foi adotada, pois em condições reais de uma localidade, por exemplo, o caminhão limpa-fossa,

possivelmente, não iria aplicar um volume e manter o que excedesse ao estabelecido para o sistema em seu tanque.

5.1.4 Taxa de aplicação de sólidos

A taxa de aplicação de sólidos do sistema, afirmada por Uggetti *et al.* (2010) como o principal fator de projeto, apresentou grande variação ao longo do período de operação do SAC para tratamento de lodo de tanques sépticos (Figura 5.4). Lembrando que a TAS não era controlada a cada aplicação, como em outros estudos da literatura, sendo determinada após a análise da concentração de sólidos totais. Ressalta-se que se optou por alterar a escala do eixo vertical no gráfico para uma melhor visualização dos valores próximos a taxa de aplicação média.

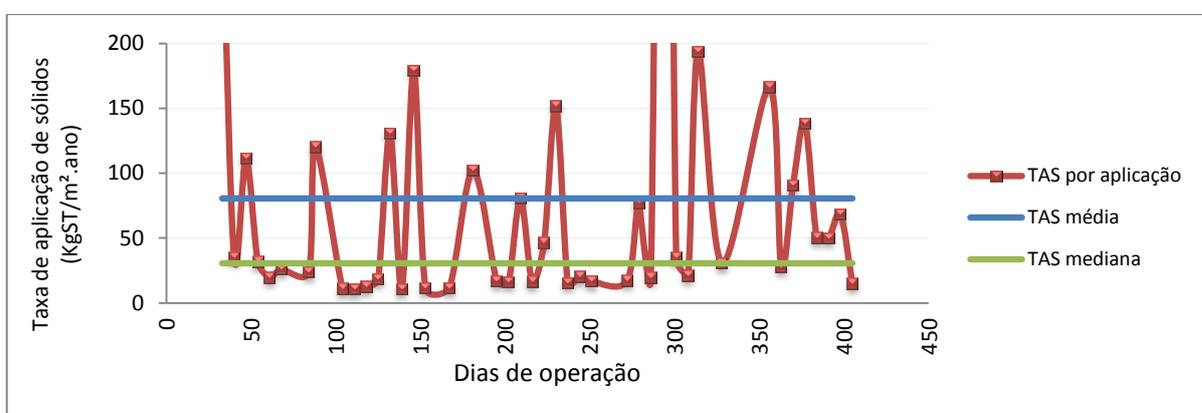


Figura 5.4: Taxa de aplicação de sólidos ao longo do período de operação

O sistema apresentou uma taxa de aplicação de sólidos média de 81 kgST/m².ano e mediana de 31 kgST/m².ano. Suntti *et al.* (2011) trabalharam com lodo de tanques sépticos com taxas de 125 a 250 kgST/m².ano. Nielsen (2003; 2005) sugere uma taxa máxima de 50 a 60 kgST/m².ano para sistemas que tratam lodo ativado e lodo digerido anaerobiamente. Para Koottatep (2002) e Koné e Strauss (2004), a taxa sugerida para tratamento de lodo de tanque séptico em regiões tropicais é de 125 a 250 kgST/m².ano e ≤ 250 kgST/m².ano, respectivamente. Já Kengne *et al.* (2011), em estudo realizado com SAC tratando lodo de tanque séptico no Camarões, encontrou bons resultados com uma TAS de 100 kgST/m².ano.

Com isso, verifica-se que a taxa do sistema em avaliação encontra-se inferior às citadas, podendo influenciar na qualidade do líquido percolado e recirculado, bem como no desaguamento do lodo acumulado. Deve-se destacar que não houve controle sobre a taxa de sólidos aplicada. Os leitos receberam todo o volume transportado por cada caminhão,

implicando em distintas taxas de aplicação hidráulica. A taxa de aplicação de sólidos é calculada posteriormente, após a determinação da concentração de ST do lodo bruto.

Strande *et al.* (2014) comentam que, na Europa, as taxas de aplicação de sólidos, para SAC tratando lodos de ETE, têm sido geralmente baixas (não mais de 80 kgST/m².ano), enquanto os resultados do tratamento do lodo de tanques sépticos em países tropicais têm revelado que os SAC podem ser carregados com quase três vezes esse valor. No entanto, tentativas de aumentar a TAS para 300 kgST/m².ano tem ocasionado em obstrução dos leitos. Além disso, encontrar a TAS ótima é importante para a operação e manutenção dos SAC, para assegurar que o lodo acumulado não terá que ser retirado antes de ser totalmente desaguado. Brix (2014) comenta que se os sistemas são sobrecarregados, pode ocorrer problemas operacionais, com efeitos negativos sobre as plantas e, conseqüentemente, em relação à desidratação e mineralização.

Koottatep *et al.* (2000) afirma que a variação da taxa de aplicação de sólidos entre 80 e 250 kgST/m².ano não afetou, significativamente, o desempenho global do sistema. No entanto, quando aplicada uma TAS de 500 kgST/m².ano, foram observadas reduções substanciais.

Kengne *et al.* (2009), em estudo realizado no Camarões com SAC tratando lodo de tanques sépticos, encontraram que, estatisticamente, as eficiências de remoção dos poluentes foram independentes da taxa de aplicação de sólidos usada (100 e 200 kgST/m².ano).

5.2 Dados de campo do lodo bruto e líquidos percolado e recirculado

5.2.1 Oxigênio dissolvido, pH e temperatura

A síntese dos resultados dos parâmetros medidos em campo (OD, pH e temperatura), está apresentada na Tabela 5.1, contemplando as amostras dos sistemas em escala real e piloto.

Nota-se que o oxigênio dissolvido no LB apresentou concentração mediana de 0,5 mg/L e uma variação de 0,1 a 4,6 mg/L, o que pode ser explicado devido às características variadas dos lodos aplicados no sistema. Além disso, a coleta do lodo bruto diretamente da mangueira de aplicação, pode ocasionar na aeração da amostra. Como esperado, nas UL e UR, bem como nas unidades pilotos (UP1 e UP2), as concentrações de OD foram superiores às do lodo bruto, conforme observado na Figura 5.5. Com isso, inferiu-se que as condições no meio favorecem

processos aeróbios, porém, como ressaltado por Lana (2013), não é descartada a ocorrência de outros processos.

Tabela 5.1: Síntese da estatística descritiva de OD, pH e temperatura

Amostra	Núm. dados	Mínimo	Máximo	Média	Mediana	Desvio padrão
OD (mg/L)						
LB	40	0,1	4,6	1,1	0,5	1,2
UL	40	0,0	6,5	4,3	4,7	1,6
UR	29	0,3	7,1	5,0	5,4	1,6
UP1	16	0,9	8,0	5,5	6,0	2,0
UP2	14	0,9	8,0	6,4	7,0	1,7
pH						
LB	41	5,2	8,7	7,1	7,3	0,9
UL	41	4,4	7,6	6,6	6,8	0,7
UR	29	5,4	7,5	6,5	6,7	0,6
UP1	16	5,5	8,2	7,2	7,5	0,9
UP2	14	5,3	7,9	6,6	6,3	0,9
Temperatura (°C)						
LB	41	21,3	32,8	27,0	27,1	2,5
UL	41	21,8	31,4	26,5	26,6	2,4
UR	29	21,3	29,5	25,7	25,9	2,3
UP1	16	19,5	28,9	24,5	24,7	2,3
UP2	14	20,2	28,7	24,4	24,1	2,2

LB: lodo bruto; UL: unidade de lodo; UR: unidade de recirculado; UP1: unidade piloto1; UP2: unidade piloto 2.

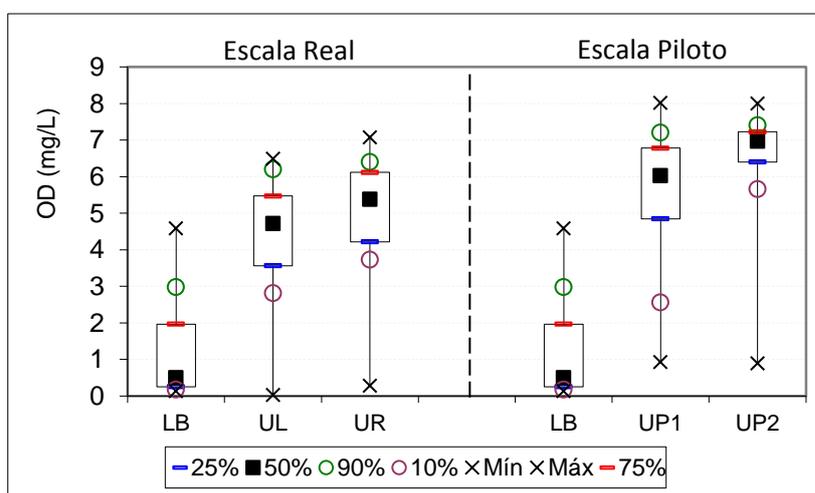


Figura 5.5: Box-plot do OD (mg/L)

Observa-se, ainda, que as concentrações encontradas na UL são significativamente menores que na UR, para um nível de significância (α) de 0,05, o que pode estar associado a aeração do líquido que ocorre no bombeamento do líquido percolado da UL para a recirculação na UR. Já no sistema piloto, estatisticamente, não houve diferenças entre as concentrações da

UP1 e UP2, ressaltando que nesse a recirculação é realizada por meio de balde graduado somente.

No que se refere ao pH, para todas as amostras, a mediana encontrou-se entre 6,3 e 7,5, indicando um lodo bruto, líquido percolado e recirculado com características neutras, o que possibilita melhor taxa de crescimento dos microrganismos (VON SPERLING, 2005). A temperatura também sofre pouca variação, tanto no sistema real, quanto em escala piloto, conforme observado na Figura 5.6.

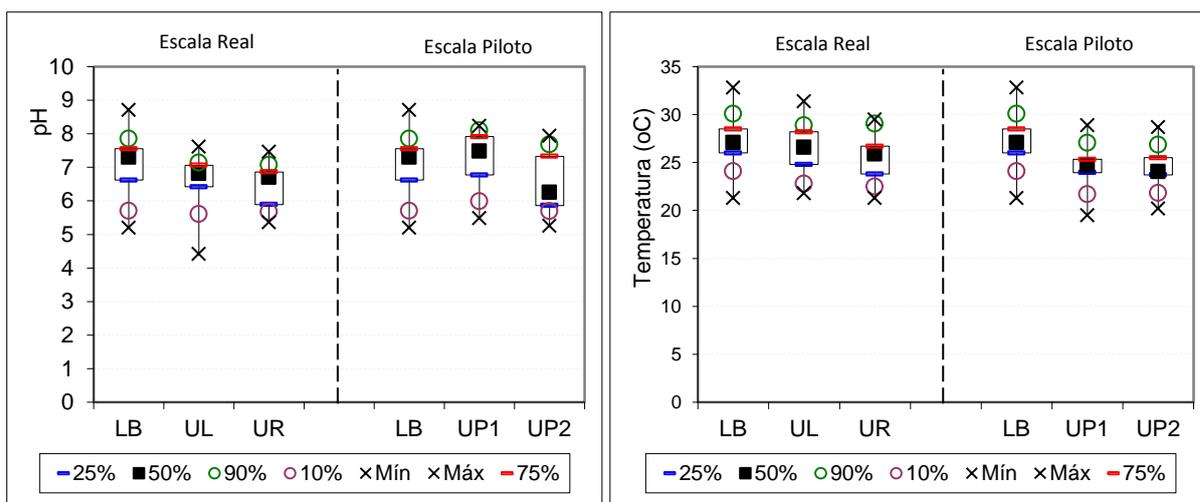


Figura 5.6: Box-plot do pH (esquerda) e da temperatura (direita).

Verificando as condições de lançamento em corpos d'água estabelecida em Minas Gerais, por meio da Deliberação Normativa COPAM/CERH-MG nº 01/2008, tem-se como permitido o lançamento de efluentes com pH entre 6,0 e 9,0 e temperatura inferior a 40 °C. No que se refere à temperatura, todas as amostras da UL e UR atenderam à legislação. Já para o pH, na UL 80,5% das amostras atendem as exigências e na UR 72,4% estão de acordo. Não se realizaram comparações com a legislação federal (Resoluções CONAMA 357/2005 e 430/2011) nessa pesquisa, pois além de as duas esferas apresentarem valores bastante semelhantes para os parâmetros em análise, a estadual é a mais restritiva.

5.2.2 Hidrograma do líquido percolado

Como mencionado na descrição da metodologia da pesquisa, o monitoramento da vazão do SAC não foi realizado ao longo da operação, devido às variações semanais e da estratégica de coleta de amostras adotada, mas visando conhecer o comportamento do leito, foi realizado o monitoramento em dois dias (01 e 08/10/2014), resultando no hidrograma de vazão do percolado (Figura 5.7) e no gráfico do volume acumulado (Figura 5.8). É importante ressaltar

que nos dois dias monitorados o volume aplicado foi diferente, sendo que no dia 01/10/2014 foi de 8 m³ e no dia 08/10/2014 foi de 12 m³.

As medições foram iniciadas no momento em que começava a sair o líquido percolado na caixa de saída da UL, que ocorreu após a aplicação do lodo bruto nos leitos e esvaziamento total dos caminhões. De maneira geral, durante a operação do sistema, o tempo de esvaziamento do caminhão limpa-fossa era de, aproximadamente, 10-15 minutos, a depender de fatores como bomba, mangueira e operadores.

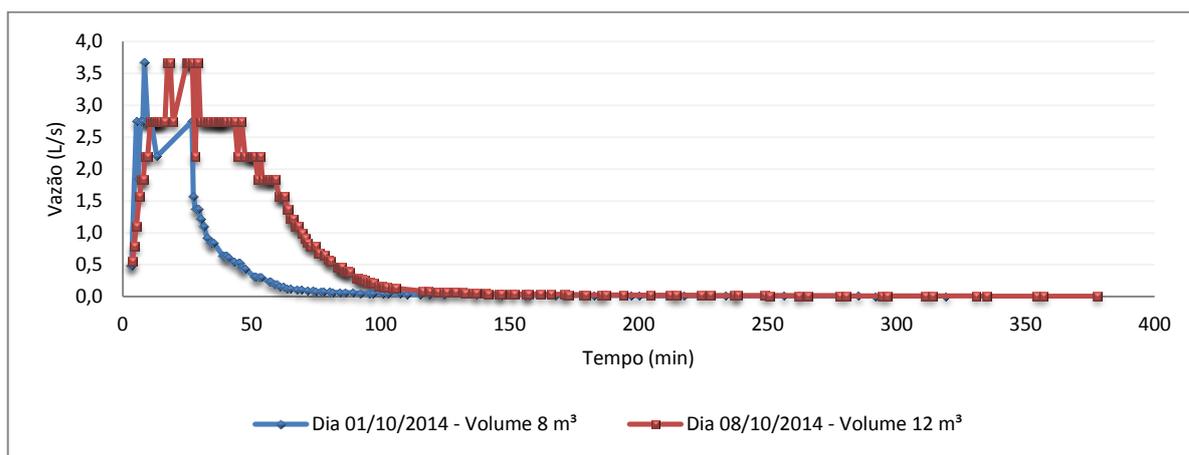


Figura 5.7: Hidrograma de vazão do líquido percolado

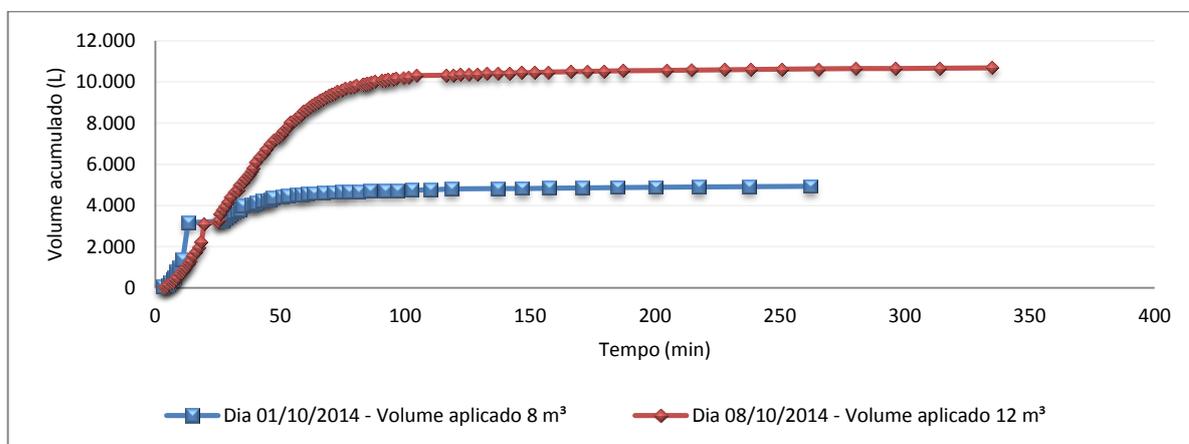


Figura 5.8: Volume acumulado no líquido percolado ao longo do tempo

Kadlec e Wallace (2008) comentam que sistemas de alimentação intermitente são caracterizados por uma rápida elevação da vazão até um pico. No dia 01, o pico ocorreu em torno de 8 minutos após o início da saída do líquido percolado, já no dia 08 foi aos 17 minutos. Tal diferença era esperada, já que o volume e as características do lodo em cada semana eram distintas. Nos dois dias a vazão no momento do pico foi 3,67 L/s. Lana (2013)

realizou hidrogramas de vazão nos mesmos SAC em estudo, mas tratando esgoto, e encontrou o pico da vazão de 1,6 L/s entre 5 e 8 minutos.

No dia 01 o monitoramento ocorreu durante 4 horas e 51 minutos, enquanto no dia 08 foram 6 horas e 21 minutos. Em ambos os dias, após cessada a medição ainda ocorria a saída do líquido percolado, mas em frações muito pequenas. Após o pico, nos dois dias, iniciava a diminuição da vazão de forma bastante acelerada, e com o tempo tornava-se mais constante. No dia 01, praticamente todo o volume saiu após 1 hora, enquanto no dia 08 foi em torno de 1h30min.

5.2.3 Polutogramas de sólidos no líquido percolado

Utilizando-se do monitoramento da vazão do líquido percolado da UL, já apresentada, em conjunto com a medição da concentração de ST foi possível verificar, em dois dias distintos (01 e 08/10/2014), a variação da carga de sólidos totais efluente. A Figura 5.9 apresenta os polutogramas dos dois dias, em termos de carga e concentração.

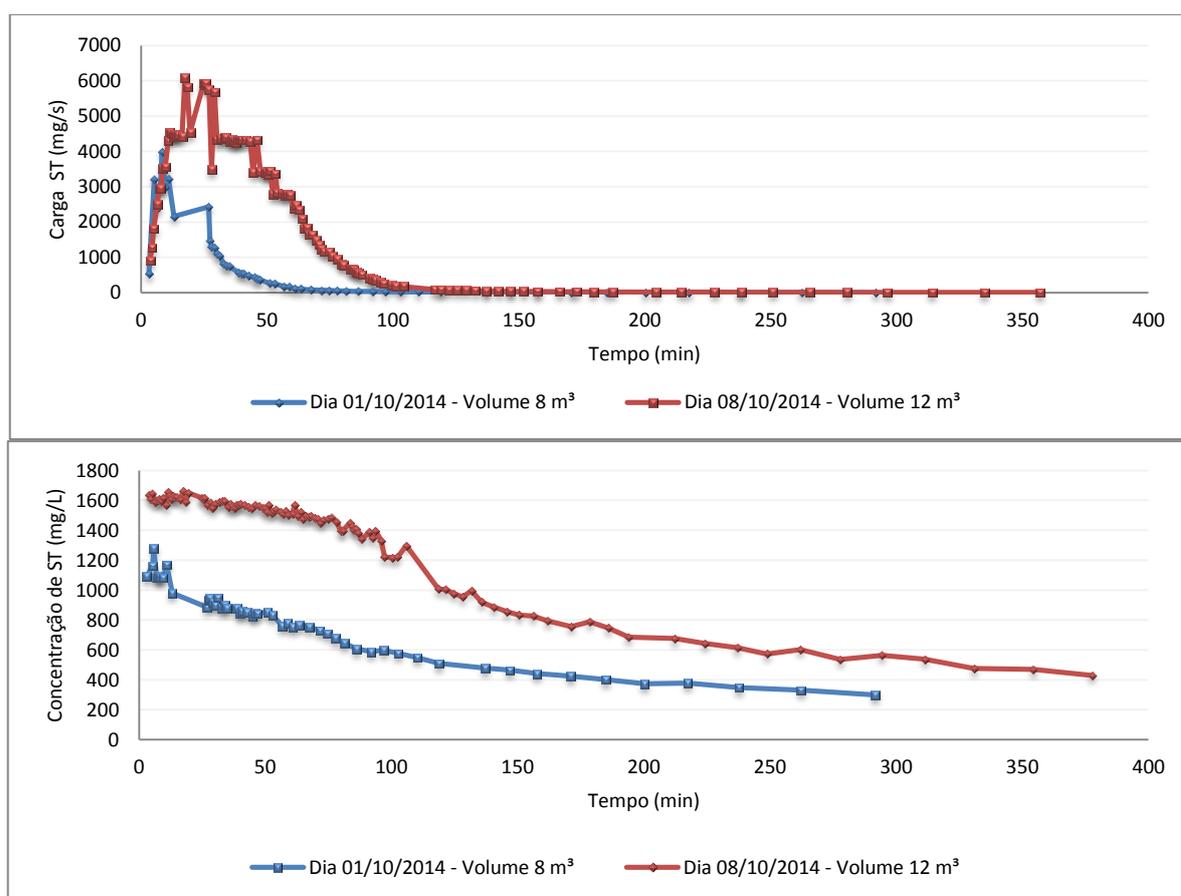


Figura 5.9: Polutogramas de carga e concentração de sólidos totais

Observa-se que no mesmo tempo de, aproximadamente, 2 horas (120 min) no dia 01 apresentou uma carga de ST de 17 mg/s (0,03 L/s e 510 mg/L), enquanto no dia 08 de 87 mg/s (0,09 L/s e 1007 mg/L). Em outras palavras, em torno de 2 horas após o início da saída do líquido percolado, a carga efluente do sistema era mínima, o que é endossado pela Figura 5.10.

Além da diferença entre cada dia de aplicação, como era esperado, as curvas indicam que a qualidade do líquido percolado da UL melhora ao longo do tempo, apresentando concentrações de ST menores.

Strande *et al.* (2014) informam que a medição das características do líquido percolado ao longo do tempo mostra que a maioria dos parâmetros tem um pico de concentração de lodo após a aplicação, seguido por um rápido declínio, indicando um fenômeno de lavagem do leito.

Foi realizada também a análise da massa acumulada (kg ST) do percolado ao longo do tempo (Figura 5.10). Apesar do longo período em que o líquido percolado permanecia saindo pela caixa de saída da UL nos dois dias de medições, nota-se que no dia 01, praticamente toda a massa saiu em cerca de 1 hora, enquanto no dia 08, em cerca de 1h30min.

A massa acumulada de ST no dia 01 foi de 4,7 kg e no dia 08 de 16,3 kg, que quando comparadas com a massa de ST aplicada de 15,4 kg (8 m³ e 1930 mg/L) e 115,9 kg (12 m³ e 9657 mg/L), respectivamente, indicam uma eficiência de remoção de ST no dia 01 de 69% e no dia 08 de 86%.

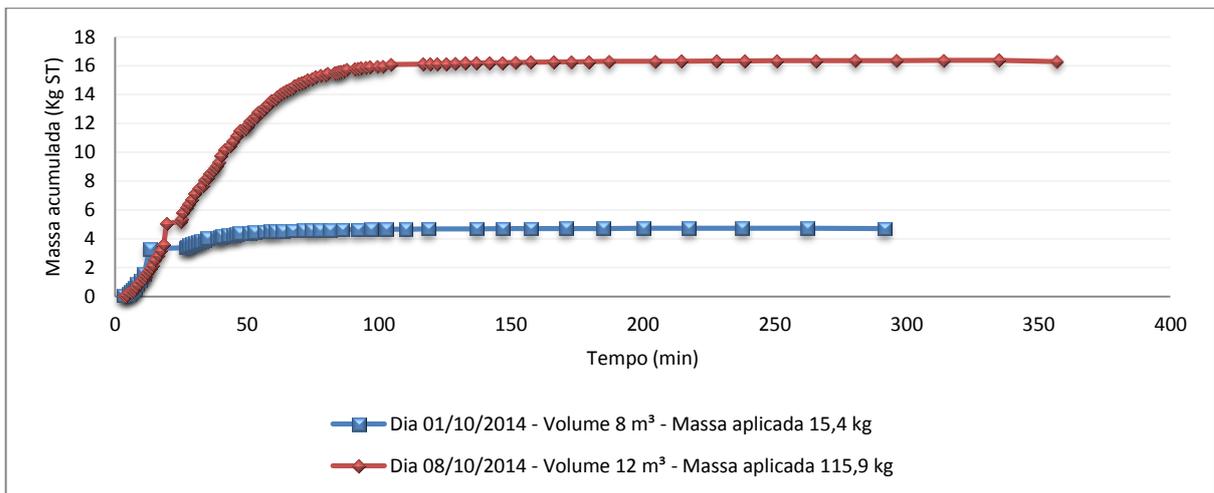


Figura 5.10: Massa acumulada no líquido percolado ao longo do tempo

Koottatep *et al.* (2004) encontraram que em média 47% dos sólidos totais são retidos no lodo acumulado e 12% permanecem no líquido percolado. No dia 01, que apresentou uma concentração de ST no lodo bruto menor, 31% dos ST foram encontrados no líquido percolado, enquanto no dia 08, que apresentou uma concentração de ST mais elevada e próxima as relatadas na literatura, permaneceram no líquido percolado apenas 14% do ST, semelhante ao encontrado pelos autores.

Esses resultados mostram que, dependendo da disposição final a ser dada ao líquido percolado, poderão ser necessárias outras etapas de tratamento. Strande *et al.* (2014) ressaltam que na concepção de qualquer processo de tratamento do líquido percolado após o SAC deve ser considerada a grande variabilidade do líquido e que o leito pode estar sujeito a choques de carga elevadas, além de fluxo intermitente.

5.3 Matéria carbonácea do lodo bruto e líquidos percolado e recirculado

5.3.1 Demandas Bioquímica e Química de Oxigênio

A Tabela 5.2 apresenta a síntese da estatística descritiva das análises realizadas para DBO e DQO, contemplando análises das concentrações do LB e efluentes do UL e UR (escala real) e UP1 e UP2 (escala piloto), bem como as eficiências de remoção em cada etapa.

Tabela 5.2: Síntese da estatística descritiva das concentrações e eficiências de remoção de DBO e DQO

Medidas	DBO (mg/L)					DBO (%)					
	LB	UL	UR	UP1	UP2	UL	UR	Global	UP1	UP2	Global
Núm. dados	34	34	29	na	na	34	23	29	na	Na	na
Mínimo	136	56	51	na	na	3	1	14	na	Na	na
Máximo	18420	1738	1107	na	na	98	74	96	na	Na	na
Média	2649	452	357	na	na	66	31	74	na	Na	na
Mediana	1074	246	242	na	na	70	27	76	na	Na	na
Desvio padrão	4355	433	294	na	na	22	19	17	na	Na	na

Medidas	DQO (mg/L)					DQO (%)					
	LB	UL	UR	UP1	UP2	UL	UR	Global	UP1	UP2	Global
Núm. dados	43	43	30	19	16	43	30	30	19	14	16
Mínimo	174	73	137	297	204	23	-34	27	36	-4	36
Máximo	31400	8460	1885	3412	1977	98	57	96	93	66	95
Média	5838	956	613	1415	992	69	18	79	72	21	71
Mediana	2937	515	490	1146	856	72	15	82	73	14	74
Desvio padrão	7284	1316	397	913	558	21	20	16	17	19	16

LB: lodo bruto; UL: unidade de lodo; UR: unidade de recirculado; UP1: unidade piloto1; UP2: unidade piloto 2.
na: não avaliado

Observa-se que, de maneira geral, as concentrações das frações de matéria orgânica carbonácea do lodo são elevadas quando comparadas às de esgoto doméstico, que são em torno de 300 mg/L e 600 mg/L para DBO e DQO, respectivamente (VON SPERLING, 2005). De acordo com Suntti (2010), estas concentrações altas, típicas de lodo, reforçam a problemática do tratamento deste subproduto e ao mesmo tempo, revelam o seu potencial para aproveitamento agrícola.

Tanto o lodo bruto, quanto o líquido percolado e recirculado apresentaram elevada variação durante o monitoramento da DBO e DQO, o que era esperado, já que a proveniência dos caminhões limpa-fossa era diferente em cada aplicação. No lodo bruto, por exemplo, a concentração mínima encontrada foi 136 mg/L para DBO e 174 mg/L para DQO, enquanto os máximos foram de 18420 mg/L para DBO e 31400 mg/L para DQO. USEPA (2004) informa faixas de 440-78600 mg/L para DBO e 1500-703000 mg/L para DQO em lodos de tanques sépticos, valores que se assemelham com os encontrados. Porém, como indicado no item de caracterização do lodo, há diferentes autores que relatam valores bastante distintos. Bassan *et al.* (2013), que também encontrou grande variabilidade nas amostras de lodo de caminhão limpa-fossa, comentam que essa variação é devida a fatores como a duração de armazenamento, clima, tipo do sistema e a capacidade de esvaziamento do caminhão.

Avaliando a mediana do LB e comparando com os estudos da Tabela 3.1, os valores de 1074 mg/L para DBO e 2937 mg/L de DQO se assemelham aos encontrados por Andreoli (2009), em estudo realizado no Brasil, de 1524 mg/L de DBO e 4491 mg/L de DQO. Kootattep *et al.* (2001), em estudos na Tailândia, indicam para lodo de tanque séptico uma DBO de 600 a 5500 mg/L e DQO entre 1200 a 76000 mg/L, o que corrobora com as medianas encontradas no lodo bruto. Entretanto, a maioria dos valores relatados na literatura são superiores, como no estudo de Bassan *et al.* (2013), em tanque séptico em Burkina Faso, onde encontraram uma DBO de 1453 mg/L e DQO de 7607 mg/L. Ratis (2009), em estudo de caracterização de lodo de caminhões limpa-fossa no Brasil, relataram uma DBO média de 2649 mg/L e uma DQO de 5055 mg/L.

A relação média de DQO/DBO no lodo bruto foi de 3,09, o que indica, segundo von Sperling (2005), que a fração biodegradável não é elevada, sendo necessário verificar a viabilidade do tratamento biológico. Se realizada a mesma análise, mas considerando a mediana da relação, tem-se o valor de 2,29, o que significa, segundo o mesmo autor, que a fração biodegradável é satisfatória e o tratamento biológico é indicado. A Figura 5.11 apresenta a relação DQO/DBO ao longo do monitoramento, mostrando, mais uma vez, o quanto as características do lodo bruto alteravam a cada aplicação.

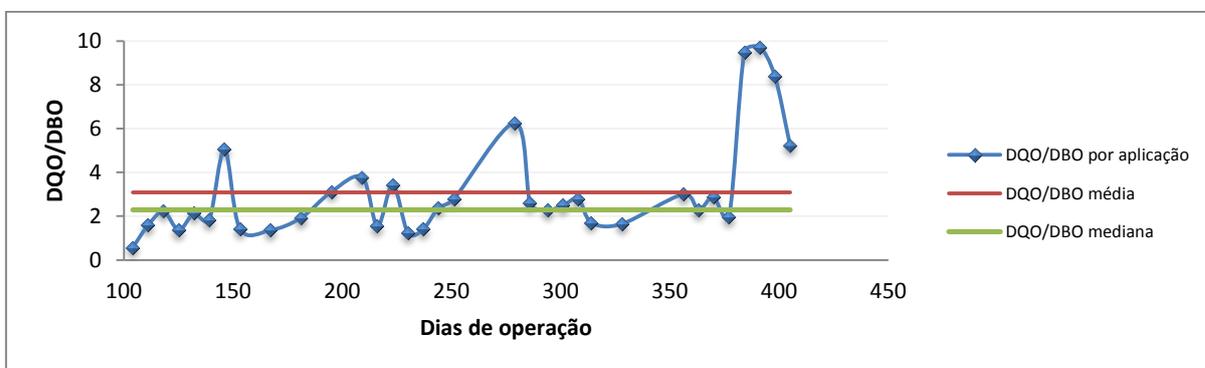


Figura 5.11: Relação DQO/DBO no lodo bruto ao longo do monitoramento

Em estudo realizado em Burkina Faso sobre a caracterização de lodo de caminhões limpa-fossa, Bassan *et al.* (2013) também encontram uma relação DQO/DBO média maior do que 3 e grande variação entre as amostras, de 1 a 26. Para os autores, amostras com tão baixa biodegradabilidade podem ser devido a poluentes inorgânicos sendo adicionados aos sistemas, como exemplo, óleo de motor. Além disso, a ocorrência pode ser devida também a lodos que estão armazenados por longos períodos (HEINSS, *et al.* 1998).

As Figuras 5.12 e 5.13 apresentam os gráficos *box-plot* das concentrações e eficiências de DBO e DQO nos SAC para tratamento de lodo de tanques sépticos. Ressalta-se que optou-se por alterar a escala do eixo vertical no gráfico para uma melhor visualização. A variação entre os valores fica evidente, como já comentado. As concentrações medianas do líquido percolado da UL foram de 246 mg/L de DBO e 515 mg/L de DQO, alcançando uma eficiência de remoção no tratamento de lodo nos SAC de 70% para DBO e 72% para DQO. Estatisticamente, para um nível de significância de 5%, foi confirmada a existência de diferença significativa na concentração de DBO e DQO entre o LB e a UL.

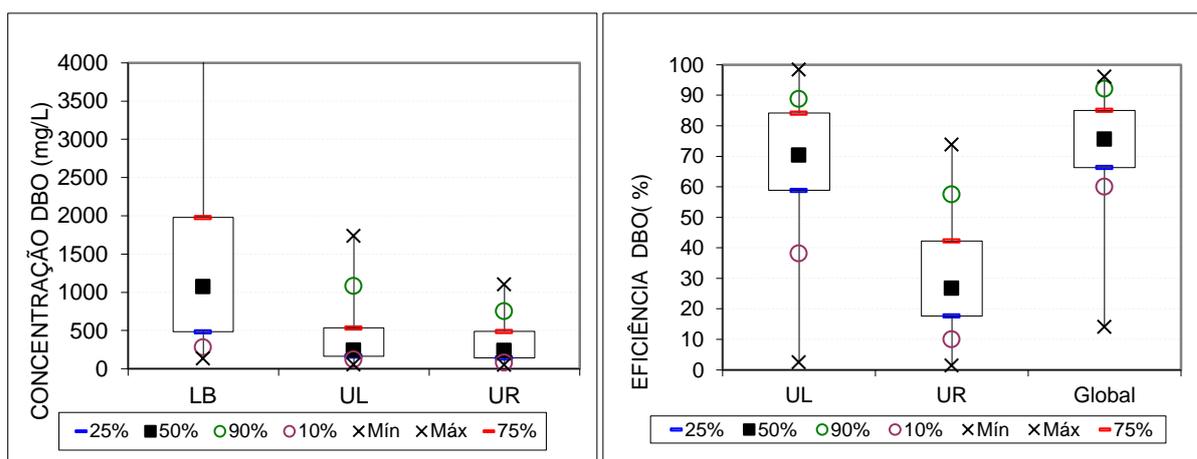


Figura 5.12: *Box-plot* de concentração e eficiência de remoção de DBO

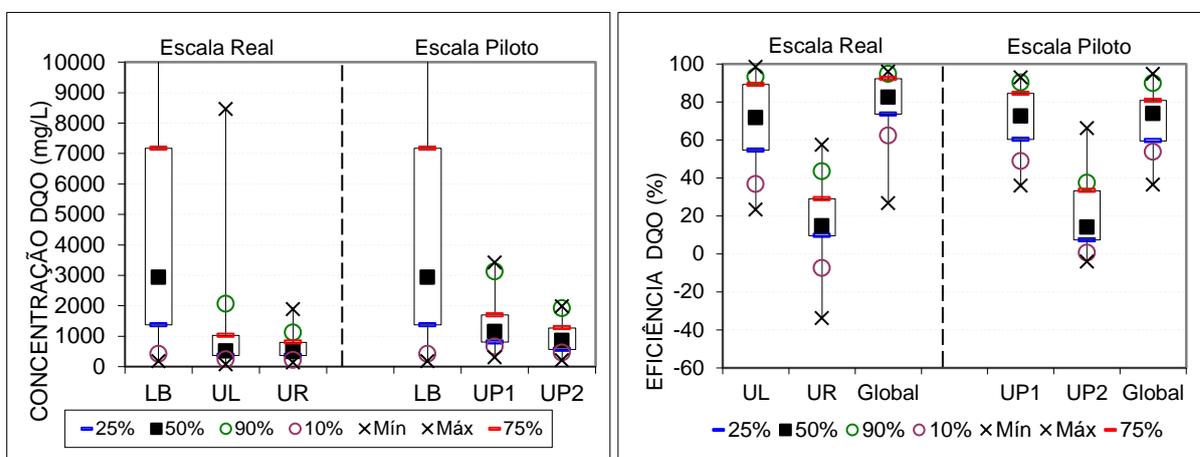


Figura 5.13: *Box-plot* de concentração e eficiência de remoção de DQO

Quando analisados os gráficos de séries temporais da eficiência de remoção de DBO e DQO no líquido percolado (saída da UL) (Figura 5.14), nota-se que após, aproximadamente, 6 meses do início da operação (180 dias), as eficiências de remoção tanto de DBO quanto de DQO são um pouco superiores e com menores oscilações, mesmo ainda ocorrendo variações nas concentrações do lodo bruto de cada aplicação. Tal fato pode estar associado ao maior

acúmulo de lodo na superfície do leito, que foi crescente ao longo do monitoramento, aumentando a capacidade filtrante do sistema.

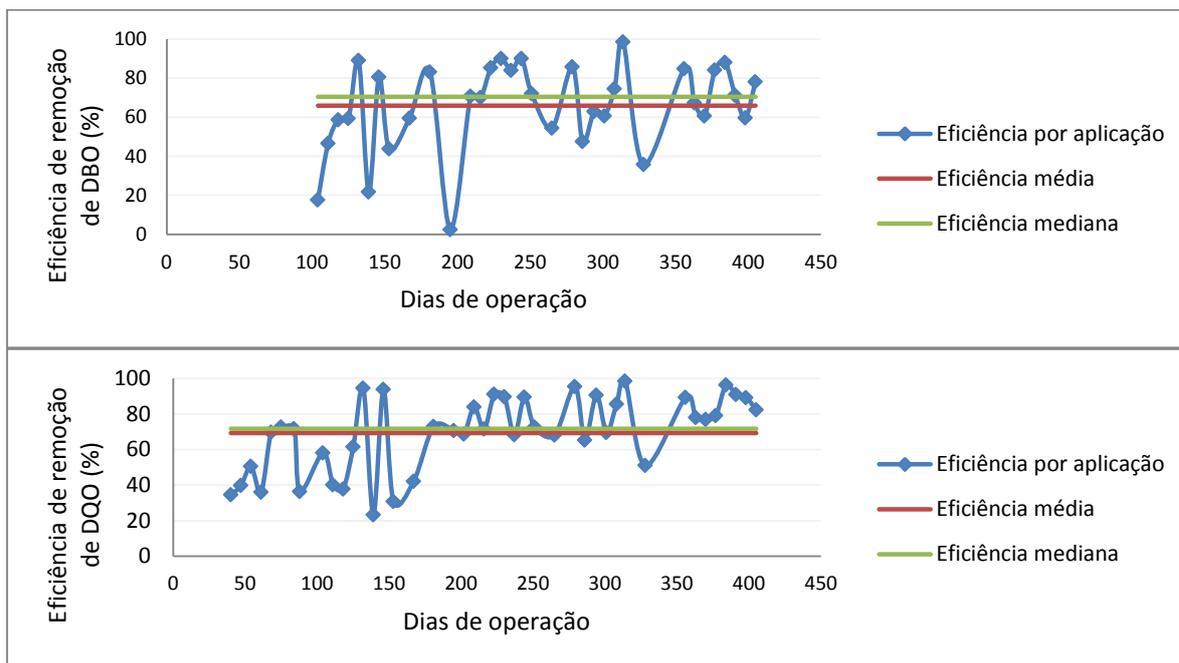


Figura 5.14: Séries temporais de eficiência de remoção de DBO e DQO no líquido percolado

No sistema piloto, a UP1 apresentou concentração mediana de DQO de 1146 mg/L e eficiência de remoção de 73%. Nota-se que, apesar de a concentração do líquido percolado no sistema piloto ser maior do que a encontrada na UL do sistema real, a eficiência de remoção foi praticamente a mesma, o que foi confirmado na aplicação dos testes estatístico entre a UL e UP1, para nível de significância de 5%.

Em estudo com dois SAC pilotos com taxas de aplicação de sólidos distintas (125 e 250 kgST.m⁻².ano⁻¹), Sunti *et al.* (2011) verificaram uma DQO efluente de 88 e 507 mg/L, sendo a última semelhante à encontrada no sistema real da presente pesquisa, porém em termos de eficiência de remoção, obtiveram resultados melhores, com 94% e 99%, respectivamente. Sonko *et al.* (2014), em estudo no Senegal com SAC tratando lodo de tanques sépticos, encontraram eficiências de remoção de 85-99%, mas concentrações ainda elevadas, de 92-1853 mg/L.

Panuvatvanich *et al.* (2009), em estudo com SAC tratando lodo de tanques sépticos na Tailândia, encontrou no líquido percolado uma DBO de 298 mg/L, próxima à encontrada na presente pesquisa.

Ao avaliar o líquido recirculado da UR, nota-se que não houve um incremento expressivo na melhoria da qualidade do efluente. A concentração mediana de DBO foi de 242 mg/L e de DQO de 490 mg/L, apesar de inferiores, são muito próximas às encontradas no líquido percolado na UL. Estatisticamente, para um nível de significância de 5%, de fato não houve diferenças significativas entre a UL e UR, no que se refere a DBO e DQO.

A eficiência de remoção global do sistema real, após a passagem do líquido percolado da UL na UR, gerando o líquido recirculado, foi de 76% para DBO e 82% para a DQO, incrementando em 6 e 10 pontos percentuais, respectivamente, a qualidade do efluente. Os testes estatísticos ($\alpha = 0,05$) indicam que houve diferença significativa entre a UL e UR somente para a eficiência de remoção de DQO.

Prost-Boucle e Molle (2012), em estudo na França com SAC vertical tratando esgoto doméstico, informam que para cargas elevadas de DQO (220 kgDQO/m².ano) a recirculação apresenta limitações no desempenho, sendo apontado até uma pequena diminuição na eficiência de remoção. Na presente pesquisa, a carga de DQO não foi elevada, sendo em média de 71 kgDQO/m².ano.

Diferentemente, Lavrora e Koumanova (2010), em estudo realizado na Bulgária para tratamento de lixiviado de aterro sanitário em SAC vertical, notaram que, quanto maior o número de recirculações do efluente, melhor era a eficiência de remoção de DBO e DQO do sistema. Foladori *et al.* (2013), em estudo de avaliação de SAC vertical tratando esgoto na Itália, também encontraram que a recirculação permitiu uma maior eficiência de remoção de DQO.

Na escala piloto, o líquido da dupla recirculação apresentou concentrações de DQO de 856 mg/L e eficiência de remoção de 74%. Avaliando os testes estatísticos, a 5% de significância, entre a UP1 e UP2, verifica-se que a dupla recirculação não resultou em melhorias no tratamento, nem em termos de concentração, nem de eficiência. Quando analisada a comparação entre a UR do sistema real e a UP2, nota-se que houve diferenças significativas ($\alpha = 0,05$), sendo que a UR apresenta concentração menor.

Em relação ao atendimento à legislação, para a DQO a legislação estadual (Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 01/2008) estabelece o padrão de até 180 mg/L na concentração efluente ou tratamento com eficiência de redução de DQO em no mínimo 55% e

média anual igual ou superior a 65% para sistemas de esgotos sanitários. Apesar de tanto no sistema real, quanto piloto, as concentrações medianas efluentes serem superiores ao máximo permitido, quando avaliada a eficiência de remoção mediana dos sistemas, as saídas e recirculados atendem ao padrão legal. Na análise pontual das amostras, no que se refere à concentração, 95,3% na UL e 85,3% na UR não atenderam aos padrões. Já considerando a eficiência de remoção, na UL 74,4% e na UR 94,4% das amostras atenderam à legislação.

Já a DBO apresenta padrão estabelecido de até 60 mg/L na concentração efluente ou tratamento com eficiência de redução em no mínimo 60% e média anual igual ou superior a 70% para sistemas de esgotos sanitários. Com isso, considerando a mediana da eficiência de remoção, o SAC atende à legislação. Na análise por amostra, verificando a concentração, somente 3% atenderam ao padrão na UL e 7% na UR. Já para a eficiência de remoção, assim como para a DQO, os resultados são melhores, sendo que 64,7% das amostras da UL e 89,7% da UR atenderam aos padrões legais.

5.3.2 Sólidos Totais, Fixos e Voláteis

A Tabela 5.3 apresenta a síntese da estatística descritiva das análises realizadas para sólidos totais e sólidos totais fixos e voláteis, contemplando análises das concentrações do LB e efluentes do UL e UR (escala real) e UP1 e UP2 (escala piloto), bem como as eficiências de remoção em cada etapa.

Tabela 5.3: Síntese da estatística descritiva das concentrações e eficiências de remoção de ST, STF e STV

Medidas	ST (mg/L)					ST (%)					
	LB	UL	UR	UP1	UP2	UL	UR	Global	UP1	UP2	Global
Núm. dados	43	42	30	21	17	42	30	30	21	16	16
Mínimo	583	500	488	505	582	-8	-48	-16	15	-102	5
Máximo	61391	4823	2752	3691	2512	96	63	96	94	55	97
Média	6373	1428	1380	1557	1197	48	-6	46	58	-1	55
Mediana	2349	1159	1258	1397	1111	46	-7	42	63	1	65
Desvio padrão	10358	914	646	822	514	29	19	33	25	40	30
Medidas	STF (mg/L)					STF (%)					
	LB	UL	UR	UP1	UP2	UL	UR	Global	UP1	UP2	Global
Núm. dados	42	41	29	21	17	41	29	29	21	16	16
Mínimo	301	245	322	211	268	-37	-27	-38	-10	-75	-26
Máximo	15700	3559	1265	1250	1594	88	72	92	88	47	89
Média	2354	752	705	694	609	38	-3	33	50	-1	48
Mediana	1277	572	650	722	519	34	-7	38	57	9	70
Desvio padrão	3213	551	295	294	345	34	18	41	31	34	38

Medidas	STV (mg/L)					STV (%)					
	LB	UL	UR	UP1	UP2	UL	UR	Global	UP1	UP2	Global
Núm. dados	42	41	30	25	23	41	30	30	23	18	20
Mínimo	9	186	210	268	255	-62	-76	3	19	-127	5
Máximo	58495	3337	1487	2441	1447	98	100	100	100	100	100
Média	4103	710	697	761	470	49	-9	54	64	12	66
Mediana	1133	545	618	616	397	52	-8	48	67	11	70
Desvio padrão	9440	534	383	634	390	34	32	29	25	57	31

LB: lodo bruto; UL: unidade de lodo; UR: unidade de recirculado; UP1: unidade piloto1; UP2: unidade piloto 2.

Observa-se que, tanto o lodo bruto, quanto os líquidos percolados e recirculados, apresentaram elevada variação durante o monitoramento, o que era esperado, já que a proveniência dos caminhões limpa-fossa era diferente em cada aplicação. Para exemplificar tamanha diferença, no lodo bruto, a concentração mínima de ST foi de 583 mg/L, enquanto a máxima foi de 61391 mg/L. Koné e Strauss (2004), em estudo realizado na Argentina, encontraram na caracterização do lodo de tanque séptico um mínimo e máximo de ST de 6000 e 35000 mg/L, respectivamente. Já Kootattep *et al.* (2001), na Tailândia, alcançaram uma faixa de 2000 a 67000 mg/L. No Brasil, para Suntti *et al.* (2011), a variação foi de 3479 a 36814 mg/L.

Já avaliando a mediana, que devido a esta variação representa melhor a tendência central dos dados, que foi de 2349 mg/L de ST no lodo bruto, nota-se que a maioria das pesquisas de caracterização do lodo apresentam valores maiores. Tal fato indica um lodo menos concentrado na região em que os caminhões limpa-fossa foram preponderantemente provenientes, o que pode estar associado a diversos fatores, como o método de recolhimento do lodo pelas empresas de caminhão limpa-fossa e o tipo de instalação doméstica e seus usos (MACHADO JR., 2008).

Ao avaliar a parcela orgânica (sólidos voláteis) e inorgânica (sólidos fixos) do lodo bruto, por meio da relação STV/ST, tem-se que, aproximadamente, 54% corresponde à primeira e 46% à última. Tal fato indica que apesar de uma boa parcela dos sólidos já ter sido estabilizada, ainda há grande percentual de matéria orgânica, como mencionam Ratis (2009), em estudo de caracterização de lodo de caminhões limpa-fossa, que também encontraram uma fração de sólidos voláteis maior que a de sólidos fixos.

A relação STV/ST, que resultou em uma média de 0,54, abrangeu mínimos e máximos de 0,11 e 0,95, respectivamente (Figura 5.15), sendo que quanto mais estabilizado o lodo, menor

o valor da relação. Segundo Andreoli *et al.* (2001), para lodo digerido a relação STV/ST situa-se entre 0,60 e 0,65, semelhante ao valor médio encontrado, o que influencia o período de secagem do lodo e na dificuldade em realizar o desaguamento do mesmo. Bassan *et al.* (2013), em estudo de caracterização do lodo de tanques sépticos em Burkina Faso, encontraram uma relação STV/ST que variou nas amostras de 53% a 61%, semelhante à média verificada na presente pesquisa.

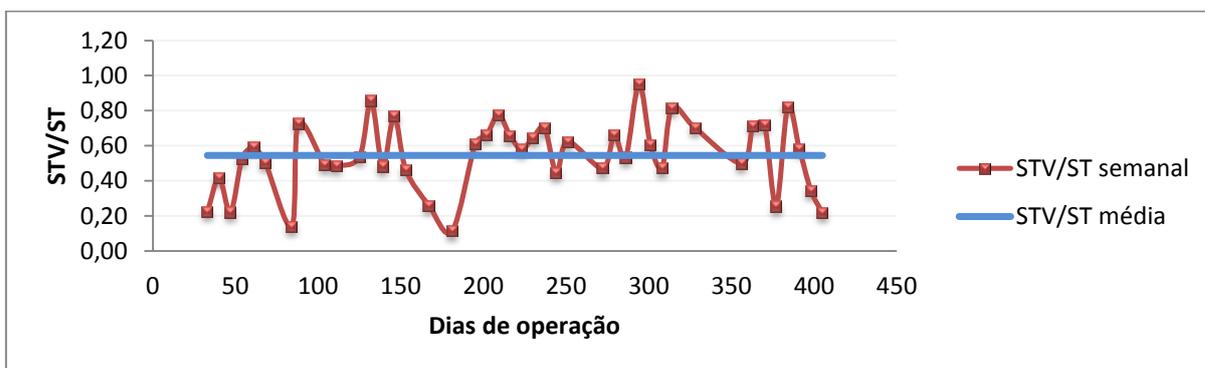


Figura 5.15: Relação STV/ST no lodo bruto

De acordo com Andreoli *et al.* (2001) para lodos de tanques sépticos a faixa típica de sólidos secos é de 3 a 6%, sendo que no presente estudo encontrou-se para o lodo bruto um percentual médio de apenas 0,64% (6373 mgST/L – ver Tabela 5.3), indicando um lodo mais diluído. Porém destaca-se que houve variações durante as aplicações, alcançando um máximo de 6,14% de sólidos secos e um mínimo de 0,06%. Tais valores se enquadram na faixa de consistência de lodo fluido, segundo van Haandel e Lettinga (1994). Dependendo da operação e processo utilizado, Andreoli (1999) indica que o lodo se apresenta, geralmente, em forma líquida ou líquido semissólido, que contém normalmente entre 0,25 a 12% de sólidos.

Ao avaliar o tratamento do lodo, observa-se na Figura 5.16 que para os ST as eficiências de remoção da unidade real foram baixas, com medianas de 46% e 42%, para UL e global, respectivamente. Já no sistema piloto a remoção aparentou-se mais eficiente, com medianas de 63% e 65%, para UPI e global, respectivamente, mas com a aplicação de testes estatísticos, não foram observadas diferenças significativas ($\alpha = 0,05$) entre o desempenho dos dois sistemas. Ressalta-se que se optou por alterar a escala do eixo vertical no gráfico de concentração para uma melhor visualização dos valores próximos a mediana.

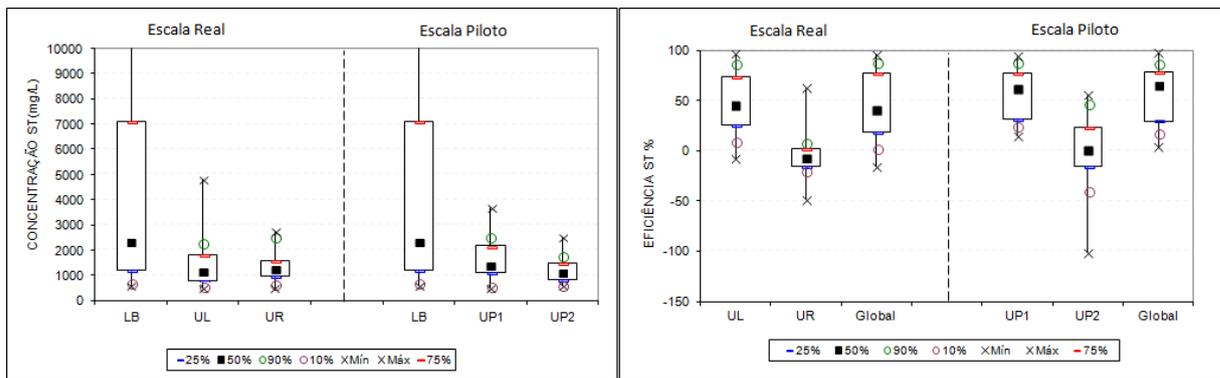


Figura 5.16: *Box-plot* de concentração e eficiência de remoção de ST

Algumas hipóteses podem ser levantadas quanto a essa aparente diferença entre sistema real e piloto, uma delas é que nas unidades pilotos, devido ao tamanho menor e facilidade de manuseio maior, a distribuição do lodo bruto ocorre realmente em toda a superfície, ao passo que nas unidades reais o lodo não se espalha de forma homogênea por todo o leito (pois a aplicação do lodo é com mangueira), podendo causar sobrecargas localizadas.

Outra possibilidade seria fatores ambientais, como exemplo a incidência solar, que nos pilotos é maior, já que foram construídos acima do nível do solo, enquanto no sistema real, somente a borda livre de 30 cm é localizada acima do nível do terreno. Com isso, a temperatura interna deles torna-se diferente, podendo afetar o crescimento de microrganismos.

Paing e Voisin (2005) relataram remoções de 99% de SS. Noumsi *et al.* (2006) informam uma remoção de 92% de ST em sua pesquisa com SAC tratando lodo de tanque séptico e latrinas. Suntti *et al.* (2011), em pesquisa com dois SAC pilotos que tratavam lodo de tanque séptico, alcançaram uma eficiência de remoção de 94% e 96% para ST.

Uma possibilidade para a baixa eficiência do sistema para remoção de ST, pode ser a granulometria do meio filtrante, pois Kuffour *et al.* (2009), em pesquisa sobre tratamento de lodo de tanque séptico e de banheiro público, utilizando três filtros pilotos, sem planta, com diferentes granulometrias de areia, verificaram que o leito com areia de menor granulometria (0,1 a 0,5 mm) produziu um efluente duas vezes menos concentrado que aquele com granulometria maior (1 a 1,5 mm). Na presente pesquisa, a granulometria da superfície é ainda maior (2,4 a 12,5 mm), pois é utilizada brita e não areia. Vicent *et al.* (2011) comentam ainda que a camada de substrato deve garantir uma boa filtragem dos sólidos. Deve-se lembrar que o presente sistema representa a utilização direta do sistema francês para tratamento de esgotos, sem adaptações para o recebimento de lodo.

Além disso, em alguns estudos que relatam boas eficiências de remoção de ST, como os realizados por Koottatep *et al.* (2004) e Suntti *et al.* (2011), os SAC eram alimentados e a saída do sistema era mantida fechada, aumentando o tempo de detenção hidráulica, o que não ocorre na presente pesquisa. No caso de Koottatep *et al.* (2004), o líquido era retido por uma semana, após o qual era descarregado, para que o leito pudesse receber nova aplicação de lodo.

Quando analisados os gráficos de séries temporais da eficiência de remoção de ST no líquido percolado (saída da UL) (Figura 5.17), nota-se que diferentemente do que ocorre para DBO e DQO, as eficiências não apresentam menor oscilação ao longo da operação e melhores resultados.

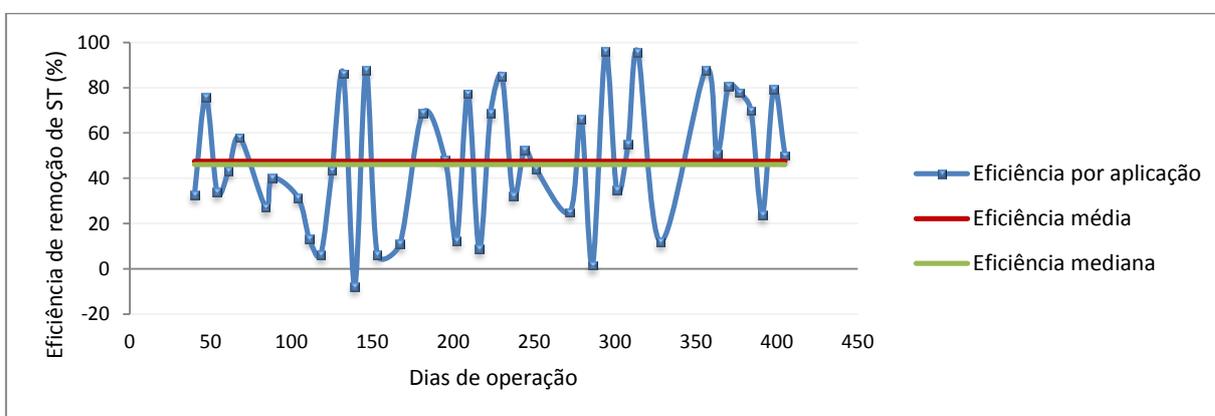


Figura 5.17: Séries temporais de eficiência de remoção de ST no líquido percolado

Em termos de concentração de ST, o líquido percolado da UL apresentou um mínimo de 488 mg/L e máximo de 2752 mg/L, com mediana de 1159 mg/L. Comparativamente, o teste estatístico ($\alpha = 0,05$) sugere que há diferenças significativas entre o lodo bruto e o líquido percolado da UL. Koottatep *et al.* (1999), em estudo sobre SAC tratando lodo de tanque séptico e sem o fechamento da saída, obtiveram concentrações de ST superiores às da presente pesquisa, de 3.075 mg/L e 3.050 mg/L, mas suas concentrações afluentes também eram superiores. Sonko *et al.* (2014), em estudo no Senegal com SAC tratando lodo de tanque séptico, encontraram uma faixa de concentração de ST no líquido percolado de 883 a 5228 mg/L, que abrange os resultados encontrados no presente estudo.

É importante ressaltar que a concentração mediana de ST no lodo bruto, bem como a taxa de aplicação de sólidos, foi baixa, se comparada com a literatura, podendo também influenciar no tratamento.

No que se refere ao efeito da recirculação, estatisticamente, para um nível de significância de 5%, não houve diferenças entre os líquidos percolados (UL e UP1) e recirculados (UR e UP2), nem no que se refere à concentração e nem à eficiência de remoção de sólidos totais do sistema real e piloto.

Vallejo *et al.* (2014), em estudo anterior a presente pesquisa, com seis SAC pilotos tratando lodo de tanques sépticos e com as mesmas dimensões, meio suporte e plantas da presente pesquisa, mudando somente a escala do sistema, encontraram que a realização da recirculação não foi relevante em termos de eficiência de remoção de sólidos, a um nível de confiança de 95%. Porém ressalta-se que nesse estudo o período total de operação foi apenas de 4 meses.

Diferentemente, Prost-Boucle e Molle (2012), em estudo realizado em SAC tratando esgoto doméstico na França, informaram que obtiveram melhores resultados na eficiência de remoção de sólidos em suspensão por meio da recirculação do efluente, alcançando uma concentração de 16 mg/L. Apesar de terem obtido eficiências globais superiores a 90%, os autores observaram que estas altas eficiências ocorriam quando os afluentes brutos eram fortemente concentrados.

Analisando o parâmetro ST a partir do padrão estabelecido pela legislação do Estado de Minas Gerais (DN COPAM/CERH 01/2008) para sólidos em suspensão total (SST) para lançamento de efluentes em corpos d'água, que é de 100 mg/L, nenhuma das amostras da UL e UR atenderam ao padrão vigente. Entretanto ressalta-se que o efluente em estudo apresenta características distintas do esgoto doméstico, além de haver a possibilidade de outras formas de disposição após o tratamento no SAC (como na agricultura) ou mesmo um tratamento complementar, eventualmente junto com esgotos domésticos.

5.4 Matéria nitrogenada do lodo bruto e líquidos percolado e recirculado

O nitrogênio é um parâmetro importante a considerar no tratamento do lodo de tanques sépticos, já que, normalmente, apresentam concentrações bastante elevadas se comparadas às de esgotos sanitários (STRANDE *et al.*, 2014).

A Tabela 5.4 apresenta a síntese da estatística descritiva das análises realizadas para NTK e $N-NH_4^+$, contemplando análises das concentrações do LB e efluentes do UL e UR (escala real) e UP1 e UP2 (escala piloto), bem como as eficiências de remoção em cada etapa.

Tabela 5.4: Síntese da estatística descritiva das concentrações e eficiências de remoção de NTK e N-NH₄⁺

Medidas	NTK (mg/L)					NTK (%)					
	LB	UL	UR	UP1	UP2	UL	UR	Global	UP1	UP2	Global
Núm. dados	35	35	29	21	17	35	28	29	21	16	17
Mínimo	5	4	4	7	5	0	0	0	-40	-71	-60
Máximo	564	91	82	119	86	96	52	92	87	71	91
Média	109	38	29	48	30	56	19	64	47	26	61
Mediana	88	33	24	45	30	59	14	66	53	31	70
Desvio padrão	103	24	21	33	23	24	16	24	31	34	34

Medidas	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)					N-NH ₄ ⁺ (%)					
	LB	UL	UR	UP1	UP2	UL	UR	Global	UP1	UP2	Global
Núm. dados	33	34	29	na	na	33	28	28	na	na	Na
Mínimo	3	4	3	na	na	-128	-102	-83	na	na	Na
Máximo	201	106	87	na	na	96	40	92	na	na	Na
Média	82	33	30	na	na	47	5	50	na	na	Na
Mediana	82	29	24	na	na	52	15	58	na	na	Na
Desvio padrão	52	23	21	na	na	41	32	34	na	na	Na

LB: lodo bruto; UL: unidade de lodo; UR: unidade de recirculado; UP1: unidade piloto1; UP2: unidade piloto 2.
na: não avaliado

Assim como para os parâmetros já analisados, observa-se que tanto o lodo bruto, quanto o líquido percolado e recirculado apresentaram grande variação durante o monitoramento. No LB a concentração mínima foi de 5 mg/L de NTK, enquanto o máximo foi de 564 mg/L. Em termos de N-NH₄⁺, o valor mínimo foi de 3 mg/L e máximo de 201 mg/L. Kengne *et al.* (2008), em Camarões, encontraram valores mais elevados na caracterização de lodo de caminhões limpa-fossa, 300 a 3900 mg/L de NTK e 80 a 3300 mg/L de N-NH₄⁺. Jordão e Pessoa (2005), no Brasil, citam valores também superiores, de 100 a 1600 mg/L de NTK e de 100 a 800 mg/L de N-NH₄⁺. Os valores mais próximos aos encontrados na presente pesquisa são relatados por USEPA (2004), nos Estados Unidos, com 66 a 1060 mg/L de NTK e 3 a 116 mg/L de N-NH₄⁺. Considerando as medianas, o lodo bruto apresentou 88 mg/L de NTK e 82 mg/L de N-NH₄⁺, encontrando-se nas faixas mencionadas por USEPA (2004).

Verificando as medianas das concentrações do lodo bruto, observa-se que a maior concentração de nitrogênio presente no lodo bruto foi na forma inorgânica de N-NH₄⁺, lembrando que o NTK é a soma do N-NH₄⁺ e do nitrogênio orgânico (N org). Segundo von Sperling (2012), o amônio encontra-se presente devido ao fato de que, já no tanque séptico, têm início as reações de hidrólise e amonificação.

As Figuras 5.18 e 5.19 apresentam as concentrações e eficiências de remoção realizadas para NTK e $N-NH_4^+$. Verifica-se que o comportamento do sistema real e piloto no que se refere ao NTK foi bastante similar, não havendo diferenças significativas ($\alpha = 0,05$) quando comparados os líquidos percolados e recirculados dos sistemas em testes estatísticos.

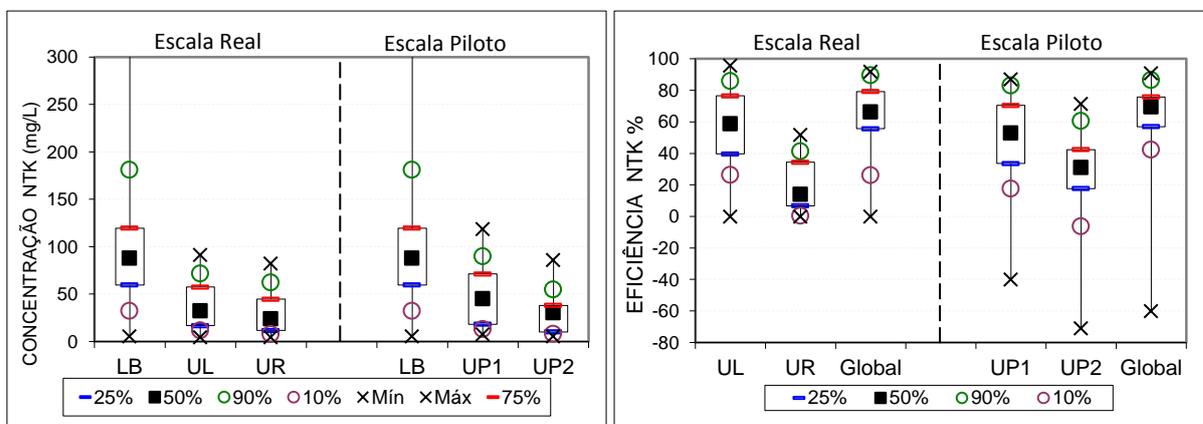


Figura 5.18: Box-plot de concentração e eficiência de NTK

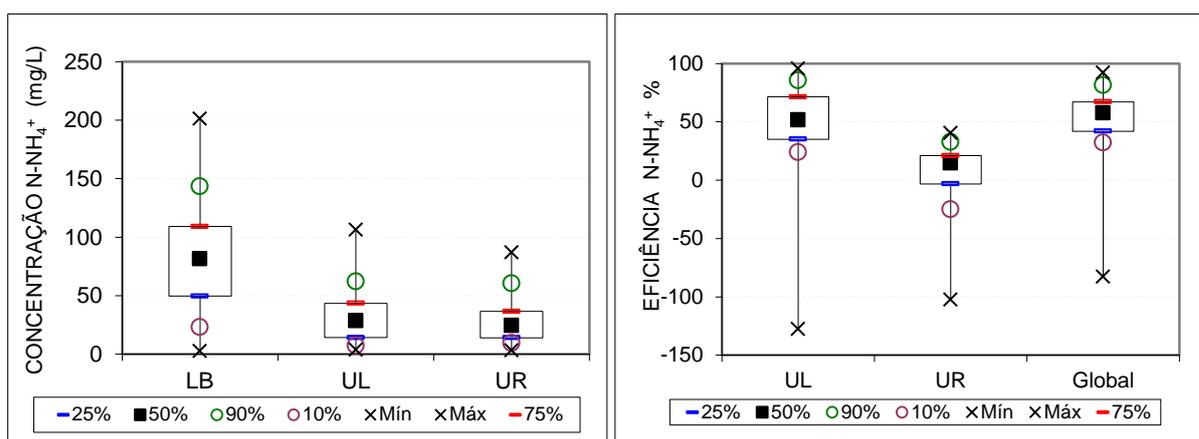


Figura 5.19: Box-plot de concentração e eficiência de $N-NH_4^+$

Na análise das diferenças entre o lodo bruto e o líquido percolado da UL, houve diferença significativa ($\alpha = 0,05$), sendo que a unidade apresentou concentração mediana de NTK de 33 mg/L e eficiência de remoção de 59%. Suntti (2010), em pesquisa com dois SAC tratando lodo de tanque séptico, encontrou concentrações de NTK de 14 e 39 mg/L, semelhantes às da presente pesquisa, mas alcançando eficiências de remoção melhores, de 90 e 96%. Sonko *et al.* (2014), em pesquisa com SAC tratando lodo de tanques sépticos com três frequências de aplicação diferentes (1x, 2x e 3x por semana), encontraram concentrações de NTK de 66, 45 e 43 mg/L, respectivamente, sendo um pouco superiores a observada na presente pesquisa.

Já para N-NH_4^+ a concentração mediana foi de 29 mg/L na UL, com eficiência de remoção de 52%, sendo estatisticamente ($\alpha = 0,05$) diferente das concentrações de entrada no lodo bruto. Suntti (2010), no estudo com dois SAC piloto, encontrou valores semelhantes ao da presente pesquisa, de 10,7 e 22,3 mg/L, com eficiências de remoção de 68 e 44%.

Na UR as concentrações medianas, tanto de NTK, quanto de N-NH_4^+ foram de 24 mg/L, indicando que todo o N org foi removido. Cooper *et al.* (1996) indicam que parte do N org pode sedimentar no leito e ficar retido no lodo acumulado, podendo mais tarde ser transformado em amônia, pelo processo de mineralização por meio da hidrólise e degradação bacteriana. A amônia, por sua vez, pode ficar adsorvida no material filtrante e depois ser oxidada a nitrato pelo processo de nitrificação.

Estatisticamente ($\alpha = 0,05$), a etapa de recirculação (UR) não apresentou resultados diferentes em relação à UL para as concentrações e eficiências de remoção de NTK e N-NH_4^+ . Por outro lado, Cui *et al.* (2012), em uma variante do SAC tratando efluente de tanque séptico na China, concluíram que a eficiência de remoção de amônia e nitrogênio total aumentou com a frequência de recirculação, mas os autores apontam que, a depender de outros fatores, como a taxa de aplicação hidráulica, que ocasionou para uma e duas vezes de recirculação um aumento de apenas 1-2% na eficiência de remoção de nitrogênio total.

Em termos somente de NTK (N org e N-NH_4^+) a Figura 5.20 mostra a variação das formas do nitrogênio ao longo das etapas do sistema real. Nota-se que grande parte da fração de N-NH_4^+ e N org foi transformada. Estatisticamente ($\alpha = 0,05$), de fato houve diferença entre as concentrações no LB e UL, mas não entre a UL e UR.

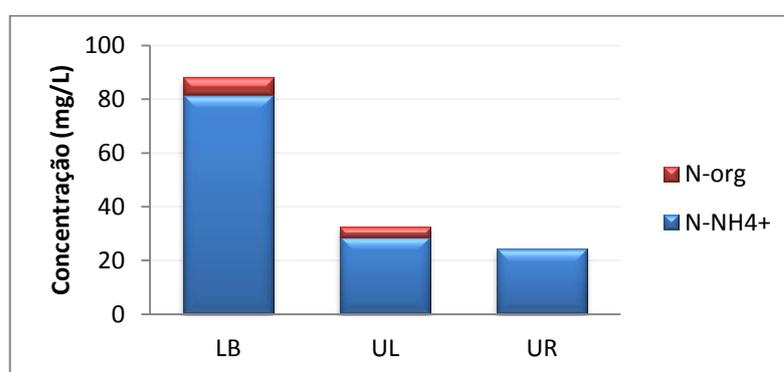


Figura 5.20: Distribuição do NTK nas etapas do sistema

Analisando estatisticamente ($\alpha = 0,05$), a concentração de amônio diminuiu, significativamente, do lodo bruto para o líquido percolado, sugerindo a ocorrência do

processo de nitrificação, em que o amônio é oxidado a nitrito e nitrato. Verificando a etapa de recirculação do sistema, nota-se que não houve diferença entre UL e UR, o que é confirmado após a aplicação de testes estatísticos a um nível de significância de 5%.

Diferentemente, Connolly *et al.* (2003), em estudo de tratamento de lixiviado de aterro sanitário em SAC, demonstraram que, em geral, um maior número de recirculações do efluente possibilitava maior eficiência de remoção de N-NH_4^+ . Lavrora e Koumanova (2010), em estudo realizado na Bulgária também para tratamento de lixiviado de aterro sanitário em SAC, notaram que quanto maior o número de recirculações do efluente, melhor era a eficiência de remoção de N-NH_4^+ do sistema.

Foladori *et al.* (2013), em estudo de avaliação de SAC tratando esgoto na Itália, encontrou que a recirculação permitiu uma redução progressiva de N-NH_4^+ , e correspondentemente aumento de N-NO_3^- , obtendo um efluente com concentração de N-NH_4^+ de 16,2 mg/L e eficiência de remoção de 72%.

Nos SAC pilotos, foram avaliadas somente as concentrações de NTK, sendo que no UP1 a mediana foi de 45 mg/L e eficiência de remoção de 53%, e no UP2 a concentração mediana foi de 30 mg/L e eficiência de remoção global de 70%. Estatisticamente ($\alpha = 0,05$) não houve diferença entre as unidades, indicando que a dupla recirculação não melhorou a qualidade do efluente de forma significativa. Comparadas com as unidades reais, também não foram encontradas diferenças no desempenho dos sistemas.

Tunçsiper (2009) testou diferentes frequências de recirculação em um SAC híbrido tratando esgoto doméstico e verificou que uma única recirculação apresentou melhores resultados do que a dupla recirculação na remoção de nitrogênio.

5.5 Bactérias indicadoras de contaminação fecal do lodo bruto e líquidos percolado e recirculado

O lodo de tanque séptico apresenta grande quantidade de microrganismos, principalmente aqueles originários de fezes, podendo ser patogênicos. A exposição direta ou indireta ao lodo de tanques sépticos não tratado pode constituir em um significativo risco para a saúde humana. A depender da disposição final a ser dada para o lodo acumulado e líquido percolado dos SAC, é necessário um nível de higienização adequado, que consiste na remoção de organismos patogênicos (ANDREOLI *et al.*, 2001). As bactérias do tipo coliformes habitam o

trato intestinal e estão presentes nas fezes. A sua presença no ambiente, por conseguinte, é utilizada como um indicador de contaminação fecal (STRANDE *et al.*, 2014).

A Tabela 5.5 apresenta a síntese da estatística descritiva das análises realizadas para coliformes totais e *E. coli*, contemplando análises das concentrações do LB e efluentes do UL e UR, bem como as eficiências de remoção em cada etapa.

No lodo bruto a concentração mediana foi elevada, sendo $9,8 \times 10^{10}$ NMP/100 mL de coliformes totais e $3,6 \times 10^9$ NMP/100 mL de *E. coli*. Por outro lado, Andreoli (2009), em pesquisa de caracterização de caminhões limpa-fossa, encontrou coliformes totais variando de $1,1 \times 10^5$ NMP/100 mL a valores superiores a $2,4 \times 10^7$ NMP/100 mL, sendo que 64% das amostras apresentaram valores superiores a $2,4 \times 10^7$ NMP/100 mL. Os autores comentam que este foi um resultado surpreendente, pois eram de se esperar concentrações de coliformes totais bem mais altas em resíduos com concentrações de sólidos e matéria orgânica muito maiores do que as encontradas no esgoto.

Tabela 5.5: Síntese da estatística descritiva das concentrações e eficiências de remoção de Coliformes Totais e *Escherichia coli*

Medidas	Coliformes Totais (NMP/100 ml)			Coliformes Totais (%)		
	LB	UL	UR	UL	UR	Global
Núm. dados	23	23	16	23	16	16
Mínimo	$2,5 \times 10^9$	$1,1 \times 10^9$	$7,3 \times 10^9$	-562	-2330	-3525
Máximo	$2,4 \times 10^{11}$	$2,4 \times 10^{11}$	$2,4 \times 10^{11}$	92	91	91
Média	$1,3 \times 10^{11}$	$1,4 \times 10^{11}$	$1,2 \times 10^{11}$	-48	-232	-246
Mediana	$9,8 \times 10^{10}$	$1,6 \times 10^{11}$	$8,7 \times 10^{10}$	0	0	0
Desvio padrão	$1,0 \times 10^{11}$	$1,0 \times 10^{11}$	$9,4 \times 10^{10}$	164	609	884
Medidas	<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 ml)			<i>Escherichia coli</i> (%)		
	LB	UL	UR	UL	UR	Global
Núm. dados	23	23	16	23	16	16
Mínimo	$4,1 \times 10^8$	$1,0 \times 10^8$	$2,0 \times 10^8$	-667	-3630	-315
Máximo	$2,4 \times 10^{11}$	$2,4 \times 10^{11}$	$2,0 \times 10^{11}$	97	100	97
Média	$2,1 \times 10^{10}$	$2,9 \times 10^{10}$	$2,1 \times 10^{10}$	-96	-279	-43
Mediana	$3,6 \times 10^9$	$5,3 \times 10^9$	$3,9 \times 10^9$	0	-32	-26
Desvio padrão	$5,2 \times 10^{10}$	$6,0 \times 10^{10}$	$4,9 \times 10^{10}$	208	901	116

LB: lodo bruto; UL: unidade de lodo; UR: unidade de recirculado

Avaliando o líquido percolado no sistema, estatisticamente ($\alpha = 0,05$), ao contrário do que ocorreu para os outros parâmetros analisados na pesquisa, não foi encontrada diferença significativa em relação ao lodo bruto aplicado no SAC, nem para coliformes totais, nem para

E. coli. Porém ressalta-se a ocorrência de eficiências de remoção negativas, podendo estar associadas a recrescimento no leito.

A recirculação do líquido percolado também não proporcionou melhores resultados, já que também não foram verificadas diferenças significativas ($\alpha = 0,05$) na análise do líquido recirculado.

A Figura 5.21 mostra os gráficos *box-plot* das concentrações de coliformes totais e *E. coli*, ficando evidente, visualmente, que não há diferenças significativas entre o lodo bruto, a UL e a UR.

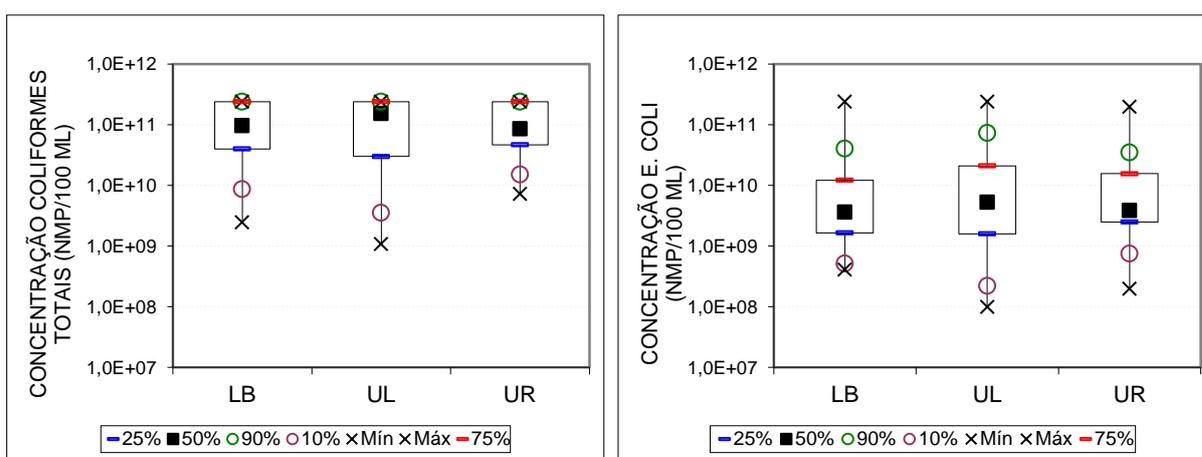


Figura 5.21: *Box-plot* de concentração de Coliformes Totais e *E. coli*

Tietz *et al.* (2007), em estudo em SAC vertical tratando esgoto, comenta que os principais fatores que contribuem para o aumento da eficiência de remoção de coliformes totais e *E. coli* são a porosidade do meio filtrante, a capacidade de adsorção dos grãos do meio filtrante e o tempo de detenção hidráulica. Na presente pesquisa, a remoção de bactérias indicadoras de contaminação fecal foi baixa, podendo estar associado aos fatos da granulometria do material filtrante, do líquido permanecer no interior do meio filtrante dos SAC por pouco tempo, além de as bactérias estarem protegidas dos raios ultravioletas (MORAES, 2012).

5.6 Análises estatísticas do lodo bruto e líquidos percolado e recirculado

A Tabela 5.6 apresenta a síntese dos resultados das comparações estatísticas ($\alpha = 0,05$) realizadas no presente estudo, no que se refere aos efeitos do tratamento, efeitos da estratégia de recirculação e dupla recirculação do líquido percolado e desempenho do sistema em escalara real e piloto.

Tabela 5.6: Síntese das análises estatísticas do lodo bruto e líquidos percolado e recirculado

Parâmetro	Efeito do tratamento - Comparações entre LB e UL	Efeito da recirculação - Comparações entre UL e UR	Efeito da dupla recirculação - Comparações entre UP1 e UP2	Líquido percolado real e piloto - Comparações entre UL e UP1	Líquido recirculado real e piloto - Comparações entre UR e UP2
OD (mg/L)	NA	Maior concentração na UR.	Não há diferença significativa.	Maior concentração na UP1.	Maior concentração na UP2.
ST (mg/L)	Menor concentração na UL.	Não há diferença significativa.	Não há diferença significativa.	Não há diferença significativa.	Não há diferença significativa.
ST (%)	NA	Não há diferença significativa.	Não há diferença significativa.	Não há diferença significativa.	Não há diferença significativa.
DBO (mg/L)	Menor concentração na UL.	Não há diferença significativa.	NA	NA	NA
DBO (%)	NA	Não há diferença significativa.	NA	NA	NA
DQO (mg/L)	Menor concentração na UL.	Não há diferença significativa.	Não há diferença significativa.	Menor concentração na UL.	Menor concentração na UR.
DQO (%)	NA	Maior eficiência com a UR.	Não há diferença significativa.	Não há diferença significativa.	Não há diferença significativa.
NTK (mg/L)	Menor concentração na UL.	Não há diferença significativa.	Não há diferença significativa.	Não há diferença significativa.	Não há diferença significativa.
NTK (%)	NA	Não há diferença significativa.	Não há diferença significativa.	Não há diferença significativa.	Não há diferença significativa.
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	Menor concentração na UL.	Não há diferença significativa.	NA	NA	NA
N-NH ₄ ⁺ (%)	NA	Não há diferença significativa.	NA	NA	NA
CT (NMP/100 ml)	Não há diferença significativa.	Não há diferença significativa.	NA	NA	NA
CT (%)	NA	Não há diferença significativa.	NA	NA	NA
<i>E. coli</i> (NMP/100 ml)	Não há diferença significativa.	Não há diferença significativa.	NA	NA	NA
<i>E. coli</i> (%)	NA	Não há diferença significativa.	NA	NA	NA

LB: lodo bruto; UL: unidade de lodo; UR: unidade de recirculado; UP1: unidade piloto1; UP2: unidade piloto 2.
NA: não avaliado ou não se aplica. (%) indica comparação da eficiência de remoção

Tais resultados foram amplamente discutidos nos itens anteriores, em conjunto com outros fatores do tratamento do lodo de tanques sépticos em SAC e por isso não serão explicados novamente. Mas de forma geral, verifica-se que o tratamento melhorou a qualidade do lodo aplicado, a recirculação não se mostrou uma estratégia interessante nessa pesquisa e os sistemas em escala real e piloto apresentaram desempenhos semelhantes.

Com o intuito de verificar outros fatores que possam ter influenciado o desempenho do sistema, nos itens seguintes são apresentados os resultados de testes estatísticos ($\alpha = 0,05$) quanto ao período seco e chuvoso, presença dos tubos de ventilação e ainda leito em que ocorreu a recirculação. Ressalta-se que essas análises não são conclusivas, visto que muitos fatores atuam ao mesmo tempo no sistema, devendo ser avaliadas somente como indicativo da influência no SAC.

5.6.1 Período seco e chuvoso

A Tabela 5.7 apresenta os resultados das análises estatísticas ($\alpha = 0,05$) para verificação se há diferença nas amostrados quando fracionadas em período seco (abril a setembro) e chuvoso (outubro a março).

Bassan *et al.* (2013) comentam que os estudos com SAC tratando lodo têm apresentado resultados extremamente variáveis e, normalmente, são realizados através de uma base de curto prazo, que não incorporam efeitos climáticos ao longo do ano e, como consequência, os sistemas, frequentemente, são construídos de forma super ou sub dimensionadas para as condições reais do local.

Tabela 5.7: Síntese das análises estatísticas entre período seco e chuvoso

Parâmetro e Amostra		Período Seco				Período Chuvoso				Resultado
		N	Mediana	Mínimo	Máximo	N	Mediana	Mínimo	Máximo	
DBO (mg/L)	LB	18	1556	357	18420	16	509	136	8920	Concentração menor na chuva.
DBO (mg/L)	UL	18	453	132	1738	16	189	56	975	Concentração menor na chuva.
DBO (mg/L)	UR	17	377	54	1107	12	164	51	714	Concentração menor na chuva.
DBO (%)	UL	18	71	3	98	16	60	18	89	Não há diferença significativa.
DBO (%)	UR	17	76	46	96	12	76	14	92	Não há diferença significativa.
DQO (mg/L)	LB	19	2970	1115	31400	24	2696	174	20540	Não há diferença significativa.
DQO (mg/L)	UL	19	691	328	2302	24	498	73	8460	Não há diferença significativa.
DQO (mg/L)	UR	18	617	188	1885	12	372	137	1109	Não há diferença significativa.
DQO (mg/L)	UP1	14	1397	297	3412	5	962	808	1159	Não há diferença significativa.
DQO (mg/L)	UP2	12	1074	204	1977	4	807	610	870	Não há diferença significativa.
DQO (%)	UL	19	78	51	98	24	66	23	96	Maior eficiência na seca.
DQO (%)	UR	18	82	59	96	12	84	27	96	Não há diferença significativa.
DQO (%)	UP1	14	74	36	93	5	73	62	82	Não há diferença significativa.
DQO (%)	UP2	12	68	36	95	4	80	71	86	Não há diferença significativa.
ST (mg/L)	LB	19	2174	1025	61391	24	3384	583	20243	Não há diferença significativa.
ST (mg/L)	UL	19	1077	680	2429	23	1175	500	4823	Não há diferença significativa.
ST (mg/L)	UR	18	1270	734	2680	12	1258	488	2752	Não há diferença significativa.
ST (mg/L)	UP1	15	1397	505	3691	6	1324	684	2662	Não há diferença significativa.

Parâmetro e Amostra		Período Seco				Período Chuvoso				Resultado
		N	Mediana	Mínimo	Máximo	N	Mediana	Mínimo	Máximo	
ST (mg/L)	UP2	12	1014	582	1643	5	1668	953	2512	Não há diferença significativa.
ST (%)	UL	19	51	2	96	23	43	-8	88	Não há diferença significativa.
ST (%)	UR	18	37	0	96	12	64	-16	88	Não há diferença significativa.
ST (%)	UP1	15	60	15	94	6	68	32	77	Não há diferença significativa.
ST (%)	UP2	11	62	10	97	5	68	5	82	Não há diferença significativa.
NTK (mg/L)	LB	19	75	5	356	16	99	13	564	Não há diferença significativa.
NTK (mg/L)	UL	19	26	4	91	16	47	5	80	Não há diferença significativa.
NTK (mg/L)	UR	18	22	4	82	11	30	5	70	Não há diferença significativa.
NTK (mg/L)	UP1	15	31	7	119	6	47	19	107	Não há diferença significativa.
NTK (mg/L)	UP2	12	17	5	86	5	35	12	63	Não há diferença significativa.
NTK (%)	UL	19	64	20	96	16	51	-212	91	Não há diferença significativa.
NTK (%)	UR	18	67	20	92	11	61	-244	92	Não há diferença significativa.
NTK (%)	UP1	15	46	-40	87	6	55	20	85	Não há diferença significativa.
NTK (%)	UP2	12	70	-60	91	5	69	60	87	Não há diferença significativa.
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	LB	17	60	3	195	16	98	18	201	Não há diferença significativa.
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	UL	18	18	4	67	16	40	12	106	Concentração menor na seca.
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	UR	17	21	3	79	12	33	8	87	Não há diferença significativa.
N-NH ₄ ⁺ (%)	UL	17	51	-40	96	16	52	-128	89	Não há diferença significativa.
N-NH ₄ ⁺ (%)	UR	16	51	-20	83	12	60	-83	92	Não há diferença significativa.
CT (NMP/100 ml)	LB	9	6,1 x10 ¹⁰	2,5 x10 ⁹	2,4x10 ¹¹	14	2,0 x10 ¹¹	2,5 x10 ⁹	2,4x10 ¹¹	Não há diferença significativa.
CT (NMP/100 ml)	UL	9	9,1 x10 ¹⁰	1,1 x10 ⁹	2,4x10 ¹¹	14	1,7 x10 ¹¹	1,2 x10 ⁹	2,4x10 ¹¹	Não há diferença significativa.
CT (NMP/100 ml)	UR	8	8,2 x10 ¹⁰	7,3 x10 ⁹	2,4x10 ¹¹	8	1,0 x10 ¹¹	7,7 x10 ⁹	2,4x10 ¹¹	Não há diferença significativa.
<i>E. coli</i> (NMP/100 ml)	LB	9	3,6 x10 ⁹	5,2 x10 ⁸	2,4x10 ¹¹	14	4,5 x10 ⁹	4,1 x10 ⁸	2,4x10 ¹¹	Não há diferença significativa.
<i>E. coli</i> (NMP/100 ml)	UL	9	2,1 x10 ⁹	1,0 x10 ⁸	1,7x10 ¹¹	14	5,7 x10 ⁹	2,0 x10 ⁸	2,4x10 ¹¹	Não há diferença significativa.
<i>E. coli</i> (NMP/100 ml)	UR	8	4,2 x10 ⁹	2,0 x10 ⁸	2,0x10 ¹¹	8	3,6 x10 ⁹	1,1 x10 ⁹	2,0x10 ¹¹	Não há diferença significativa.

LB: lodo bruto; UL: unidade de lodo; UR: unidade de recirculado; UP1: unidade piloto1; UP2: unidade piloto 2.

(%) indica comparação da eficiência de remoção. Teste de Mann-Whitney. Interpretação ao nível de significância de 5%.

Aparentemente, as diferenças sazonais não influenciam de forma expressiva na qualidade dos efluentes. Somente para a concentração de DBO foram encontradas diferenças significativas

em todas as etapas do sistema, sendo que, tanto o lodo bruto, quanto os líquidos percolado e recirculado apresentaram uma concentração inferior no período chuvoso ao do período seco. Tal fato pode estar relacionado com a ocorrência de diluição, devido às chuvas.

Além disso, somente nos testes com a eficiência de remoção de DQO na UL e a concentração de $N-NH_4^+$ na UL é que foram verificadas diferenças significativas, sendo ambos com melhores resultados na seca. Tais resultados isolados não podem aludir a nenhuma conclusão.

Cabe mencionar que o ano de 2014 no Brasil, especificamente em Minas Gerais, foi um ano de poucas chuvas, podendo a análise realizada não ter apresentado diferenças sazonais, devido à não ocorrência de um período chuvoso típico, limitando-se somente às diferenças de temperatura, em que o período seco é mais frio e o chuvoso mais quente.

Moraes (2012), em estudo realizado no mesmo sistema da presente pesquisa, com os SAC tratando esgoto, realizou comparação entre o período seco e chuvoso e não observou nenhuma diferença significativa ($\alpha = 0,05$) no desempenho do SAC no que se refere às concentrações e eficiências de remoção de DBO, DQO, SST, NTK, $N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$, P-Total, *E. coli* e ovos de helmintos.

Strande *et al.* (2014) comentam que os SAC são ideais para países tropicais, onde há pouca variação sazonal e a radiação solar é mais constante. Brix (2014) aponta que locais com climas quentes e secos podem ocasionar em melhores eficiências no SAC, devido às maiores e mais estáveis temperatura, o que pode acelerar a taxa de processos biológicos.

5.6.2 Tubos de ventilação

A Tabela 5.8 apresenta os resultados das análises estatísticas ($\alpha = 0,05$) para verificação se há diferença nas amostras do líquido percolado da UL quando divididas entre o período em que o sistema operou sem os tubos de ventilação e após instalados os tubos de ventilação. Como mencionado na metodologia, os tubos foram instalados somente no dia 14/05/2014, dia 230 de operação, sendo que o sistema foi monitorado durante 405 dias.

Tabela 5.8: Síntese das análises estatísticas entre período com e sem tubos de ventilação

Parâmetro	Líquido percolado da UL - Sem ventilação instalada				Líquido percolado da UL - Com ventilação instalada				Resultado
	N	Mediana	Mínimo	Máximo	N	Mediana	Mínimo	Máximo	
DBO (mg/L)	14	232	56	1105	20	262	120	1738	Não há diferença significativa.
DBO (%)	14	59	3	89	20	73	36	98	Eficiência maior com ventilação.
DQO (mg/L)	23	601	73	8460	20	515	336	2237	Não há diferença significativa.
DQO (%)	23	61	23	94	20	84	51	98	Eficiência maior com ventilação.
ST (mg/L)	22	993	513	4823	20	1273	500	2546	Não há diferença significativa.
ST (%)	22	37	-8	88	20	54	2	96	Não há diferença significativa.
NTK (mg/L)	15	51	5	91	20	25	4	73	Concentração menor com ventilação.
NTK (%)	15	42	-212	91	20	66	20	96	Eficiência maior com ventilação.
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	15	38	12	106	19	16	4	71	Concentração menor com ventilação.
N-NH ₄ ⁺ (%)	15	44	24	69	18	68	-128	96	Eficiência maior com ventilação.
CT (NMP/100 ml)	14	1,6 x10 ¹¹	1,1 x10 ⁹	2,4x10 ¹¹	9	1,4x10 ¹¹	3,4 x10 ⁹	2,4x10 ¹¹	Não há diferença significativa.
<i>E. coli</i> (NMP/100 ml)	14	4,7 x10 ⁹	1,0 x10 ⁸	2,4x10 ¹¹	9	1,5 x10 ¹⁰	1,0 x10 ⁸	1,7x10 ¹¹	Não há diferença significativa.

LB: lodo bruto; UL: unidade de lodo; UR: unidade de recirculado; UP1: unidade piloto1; UP2: unidade piloto 2.
(%) indica comparação da eficiência de remoção. Teste de Mann-Whitney. Interpretação ao nível de significância de 5%.

A instalação de tubos de ventilação no SAC, aparentemente, melhorou a qualidade do líquido percolado, em termos de eficiência de remoção de DBO, DQO, NTK e N-NH₄⁺ e de concentração de NTK e N-NH₄⁺. Salienta-se que tais resultados não são conclusivos, já que cada um dos períodos (com e sem tubos) sofreu a ação de diversos outros fatores e de formas diferentes, já que não eram dois SAC operando simultaneamente com a variação somente da presença dos tubos.

Suntti *et al.* (2011) afirmam que a presença de tubos de ventilação favoreceu o processo de nitrificação no SAC, enquanto Nielsen e Willoughby (2007) relatam que os tubos contribuem para a decomposição da matéria orgânica do lodo. Os resultados estatísticos analisados sugerem que os tubos de ventilação do SAC da presente pesquisa desempenharam função em consonância com o citado pelos autores.

5.6.3 Leito da recirculação

A Tabela 5.9 apresenta os resultados das análises estatísticas ($\alpha = 0,05$) para verificação se há diferença nas amostras do líquido recirculado quando divididas entre as recirculações que ocorreram nos leitos da UR1 ou na UR2. Como explicado na metodologia, a recirculação do líquido percolado ocorreu de maneira alternada, pois a UR1 e UR2 são alimentadas por esgotos sanitários em um ciclo operacional de duas semanas, ou seja, enquanto a UR1 recebe esgoto por uma semana, a UR2 fica em repouso e vice-versa. A recirculação do líquido percolado da UL ocorreu sempre na UR que estiver em período de repouso.

Cabe lembrar também que a aplicação de esgoto sanitário nas unidades de recirculação estava inserida no contexto de outro projeto do Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG e não foi objeto de pesquisa do presente trabalho. A análise a seguir é somente visando identificar alguma influência entre o uso de cada um dos leitos.

Tabela 5.9: Síntese das análises estatísticas entre líquido recirculado da UR1 e UR2

Parâmetro	Líquido recirculado da UR1				Líquido recirculado da UR2				Resultado
	N	Mediana	Mínimo	Máximo	N	Mediana	Mínimo	Máximo	
DBO (mg/L)	17	268	1107	54	12	175	51	973	Não há diferença significativa.
DBO (%)	17	73	96	55	12	79	14	96	Não há diferença significativa.
DQO (mg/L)	18	609	137	1885	12	388	181	1204	Não há diferença significativa.
DQO (%)	18	79	63	96	12	82	27	96	Não há diferença significativa.
ST (mg/L)	18	1218	596	2680	12	1309	488	2752	Não há diferença significativa.
ST (%)	18	47	0	96	12	28	-16	89	Não há diferença significativa.
NTK (mg/L)	17	24	7	82	12	32	4	70	Não há diferença significativa.
NTK (%)	17	67	28	92	12	61	-244	92	Não há diferença significativa.
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	17	21	10	79	12	32	3	87	Não há diferença significativa.
N-NH ₄ ⁺ (%)	16	59	-83	83	12	53	-20	92	Não há diferença significativa.
CT (NMP/100 ml)	9	8,2 x10 ¹⁰	7,3 x10 ⁹	2,4x10 ¹¹	7	9,2 x10 ¹⁰	2,3x10 ¹⁰	2,4x10 ¹¹	Não há diferença significativa.
<i>E. coli</i> (NMP/100 ml)	9	4,0 x10 ⁹	4,1 x10 ⁸	2,0x10 ¹¹	7	3,3 x10 ⁹	2,0 x10 ⁸	3,8x10 ¹⁰	Não há diferença significativa.

LB: lodo bruto; UL: unidade de lodo; UR: unidade de recirculado; UP1: unidade piloto1; UP2: unidade piloto 2.

(%) indica comparação da eficiência de remoção. Teste de Mann-Whitney. Interpretação ao nível de significância de 5%.

Verifica-se que não há nenhum indicativo de diferenças entre o uso do leito da UR1 ou da UR2, que causem efeito na qualidade do líquido recirculado. Cabe lembrar que os leitos possuem a mesma concepção e construção, desde as dimensões até as plantas cultivadas, sendo assim, os resultados encontrados eram esperados.

Não foram encontrados estudos que apresentem a mesma configuração para averiguar se há ocorrências em que foram observadas diferenças.

5.7 Lodo acumulado

No monitoramento da camada do lodo, visualmente, o aspecto é de uma superfície sólida com presença de algumas fendas. De acordo com Imhoff e Imhoff (1986), as fendas são um indicativo do estágio inicial de estabilização em que se encontra o lodo, sendo que um maior número de fendas sugere maior estabilização. A Figura 5.22 ilustra a aparência da camada de lodo no leito da UL.



Figura 5.22: Aspecto visual da camada de lodo

No que se refere à altura da camada de lodo do SAC, foi possível observar variações ao longo das semanas, conforme a Figura 5.23, sendo que na última medição realizada encontrou-se

uma altura média de 8,8 cm. Lembrando que a altura média considera as medições realizadas ao longo do comprimento do leito, no início, meio e fim. Para Suntti (2010), a variação ao longo do tempo pode ser resultado do processo de desaguamento e mineralização do lodo. Verificando a altura como uma taxa anual, o acúmulo do lodo foi de 7,3 cm ao ano. Para Koottatep *et al.* (2004), a taxa de acúmulo de lodo foi de 12 cm ao ano, mas as taxas de aplicação de sólidos em sua pesquisa foram superiores.

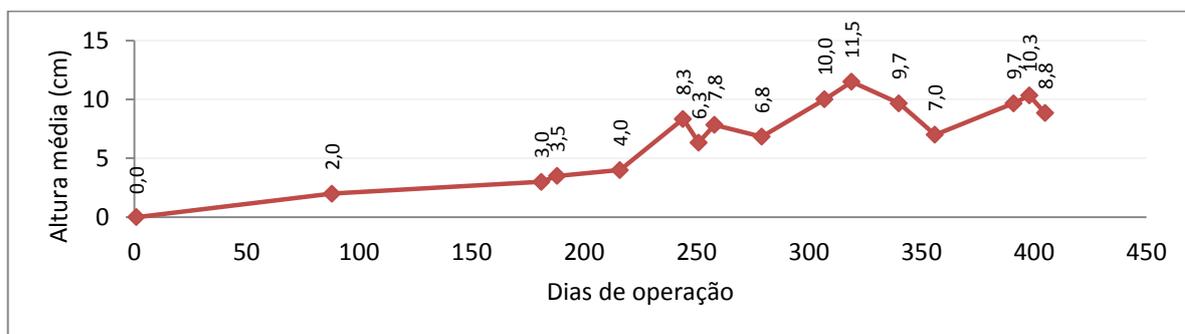


Figura 5.23: Acúmulo de lodo ao longo do período de operação

As medições da altura da camada de lodo foram realizadas ao longo do comprimento do leito da UL, contemplando pontos no início, meio e fim da unidade. Foi possível observar que a variação da altura medida em cada ponto era pequena e sem padrões de aumento e diminuição, sendo encontrado ao final do monitoramento as alturas de 8,5 cm (início), 10,0 cm (meio) e 8,0 cm (fim). Tal resultado pode ser um indicativo que, apesar da aplicação do lodo bruto não ser perfeitamente homogênea no leito, devido ao uso da mangueira dos caminhões limpa-fossa, ela também não acarretou em pontos de acúmulo de lodo no SAC.

Na análise das características do lodo acumulado na UL, observa-se na Figura 5.24 que 55% correspondem aos teores de sólidos totais (fixos e voláteis) e 45% à umidade, sendo considerado com uma consistência de sólido duro, conforme van Haandel e Lettinga (1994). Nota-se ainda a grande diferença do percentual de sólidos totais do lodo bruto, que era de apenas 0,64% e que após o tratamento no SAC passou para 55%. Tal aumento no teor de sólidos do lodo acumulado indica que a etapa de desaguamento ocorreu no SAC.

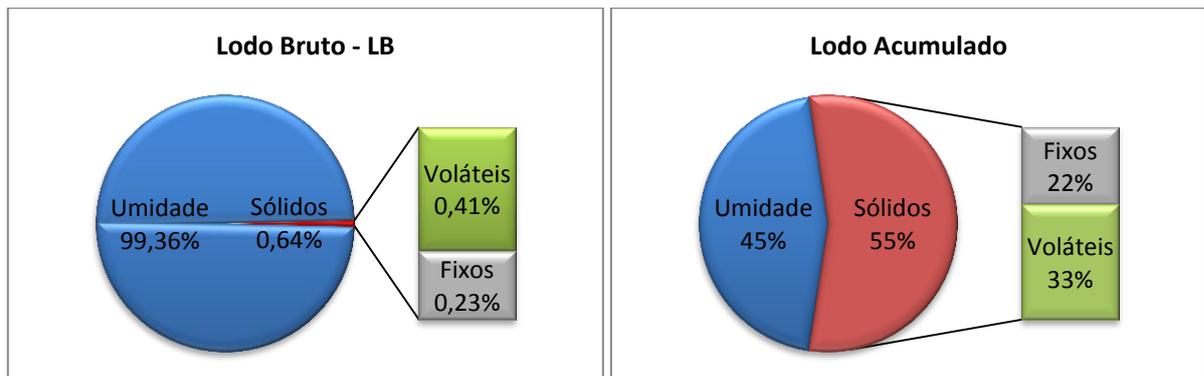


Figura 5.24: Percentual de sólidos e umidade no lodo bruto (esquerda) e na camada de lodo (direita)

Segundo Andreoli *et al.* (2001), as faixas de concentração de ST para lodos primários em filtros prensa é de 40 a 46%, nos leitos de secagem de 30 a 40% e em centrífugas é de 29 a 34%, sendo o desempenho do SAC em estudo superior ao relatado para as tecnologias convencionais. Acrescenta-se também a esse resultado positivo, que a aplicação do lodo no SAC é realizada semanalmente, não ocorre a retirada do material acumulado e o consumo energético é mínimo (a energia é usada somente para funcionamento da bomba de recirculação do líquido percolado). Suntti (2010), em pesquisa com dois SAC pilotos, tratou um lodo de tanque séptico com 1,8% de sólidos secos, alcançando no lodo acumulado o percentual de sólidos de 33% e 24%, sendo resultados semelhantes aos das tecnologias convencionais, mas inferiores ao encontrado na pesquisa. Já Paing e Voisin (2005), em pesquisa com SAC tratando lodo de tanque séptico na França, encontram 38% de sólidos secos no lodo acumulado.

Em regiões tropicais, segundo Kengne *et al.* (2009), é possível alcançar um percentual de sólidos secos de pelo menos 30% no tratamento de lodo de tanques sépticos em SAC.

No que se refere a estabilidade do lodo, a relação STV/ST foi de 0,60, sendo que quanto mais estabilizado o lodo, menor o valor da relação. Segundo Andreoli *et al.* (2001), para lodo digerido a relação STV/ST situa-se entre 0,60 e 0,65, o que influencia o período de secagem do lodo e na dificuldade em realizar o desaguamento do mesmo. Suntti (2010) encontrou uma relação de STV/ST de 0,40 nos SAC pilotos estudados, e na pesquisa de Uggetti *et al.* (2009) com SAC tratando lodo, a relação variou de 0,36 a 0,50.

Ao final dos 405 dias de operação, foi realizada a análise da camada de lodo com extração de amostras em profundidades diferentes, sendo uma na fração mais superficial (primeiros 4,5 cm) e a outra na mais profunda. A Figura 5.25 mostra que na camada mais profunda o

percentual de umidade encontrado foi um pouco superior, mas ressalta-se que foi realizada somente uma amostragem exploratória.

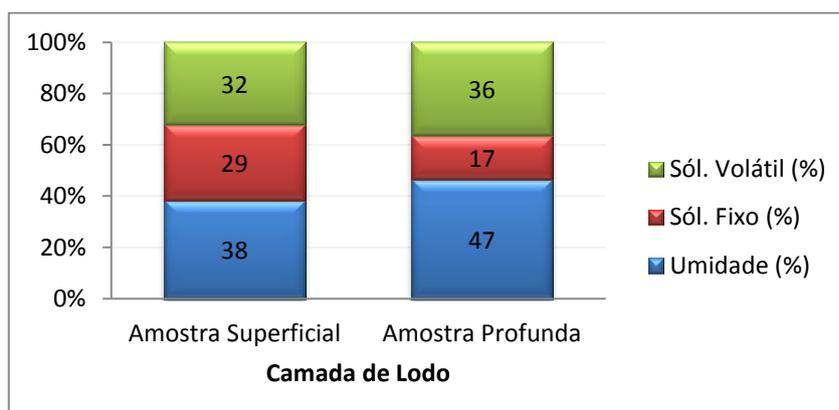


Figura 5.25: Percentual de sólidos e umidade na camada superficial e na profunda do lodo acumulado

Melidis *et al.* (2010), em estudo da camada de lodo de um SAC tratando lodo na Grécia, encontraram que o teor de ST aumentou ao longo do tempo e da superfície para o fundo da camada de lodo. No final do período de estudo, o conteúdo de STV variou de 41% na camada superior a 35% na camada inferior, o que os autores atribuem como um elevado grau de mineralização e de estabilização, principalmente na camada mais profunda.

No estudo realizado por Pempkowiak e Obarska-Pempkowiak (2002) em um SAC, após 21 anos de operação, foi verificado no lodo acumulado no leito uma umidade de 50% na camada mais superficial e 14% na profunda. Os autores afirmam também que o conhecimento sobre as alterações que ocorrem nos sólidos e umidade do lodo, na superfície e em camadas mais profundas, ainda é pequeno. Já Uggetti *et al.* (2009), em um estudo com SAC em escala real, tratando lodo proveniente de sistema de lodos ativados de aeração prolongada, observaram que o lodo acumulado na camada inferior apresentava uma concentração de sólidos menor que o lodo acumulado na superfície.

Verificou-se ainda a influência da sazonalidade na desidratação do lodo, considerando as amostras entre abril a setembro, como período seco, e outubro e março, como período chuvoso (Tabela 5.10). Cabe mencionar que o ano de 2014, no Brasil e especificamente em Minas Gerais, foi um ano de poucas chuvas, não ocorrendo um período chuvoso típico. Além disso, ressalta-se que a análise estatística ($\alpha = 0,05$) utilizada não abrange outros fatores que influenciaram no mesmo período, não sendo possível, portanto, afirmar de forma conclusiva a influência da sazonalidade no desaguamento do lodo no SAC.

Tabela 5.10: Síntese das análises estatísticas entre período seco e chuvoso na camada de lodo

Parâmetro	Período Seco				Período Chuvoso				Resultado
	N	Mediana	Mínimo	Máximo	N	Mediana	Mínimo	Máximo	
% ST	7	53,6	42,1	77,6	6	54,5	47,2	62,4	Não há diferença significativa
% STV	7	37,4	18,7	53,0	6	29,8	20,3	36,3	Não há diferença significativa
% STF	7	18,7	15,8	31,2	6	23,7	16,5	39,3	Não há diferença significativa
% Umidade	7	46,4	22,4	57,9	6	46,6	37,6	52,8	Não há diferença significativa

Teste de Mann-Whitney. Interpretação ao nível de significância de 5%.

Aparentemente, não ocorreu influência da sazonalidade no teor de sólidos da camada de lodo do SAC. Por outro lado, Stefanakis *et al.* (2009), em estudo com SAC tratando lodo de lodos ativados na Grécia, encontraram uma maior concentração de sólidos no lodo acumulado no leito nos meses em que a temperatura e a radiação eram elevadas, atribuindo a maior perda de água nessa época. Da mesma forma, Uggetti *et al.* (2009), em pesquisa realizada com SAC na Espanha, constataram que o maior aumento na concentração de sólidos ocorreu durante a campanha realizada no verão, quando ocorrem elevadas taxas de evapotranspiração.

Ao final do período de operação, avaliou-se também a camada de lodo do sistema piloto. Em relação à altura, a UP1 alcançou 17 cm, valor superior ao relatado na literatura e ao encontrado na UL. Já na UP2, onde ocorre a dupla recirculação, a camada acumulada foi mínima, sendo de 2 cm. Foi verificada também a concentração de sólidos no leito da UP1 (Figura 5.26). Nota-se um percentual alto de sólidos, porém a relação STV/ST foi de 0,71, indicando uma grande presença de matéria orgânica ainda a ser digerida.

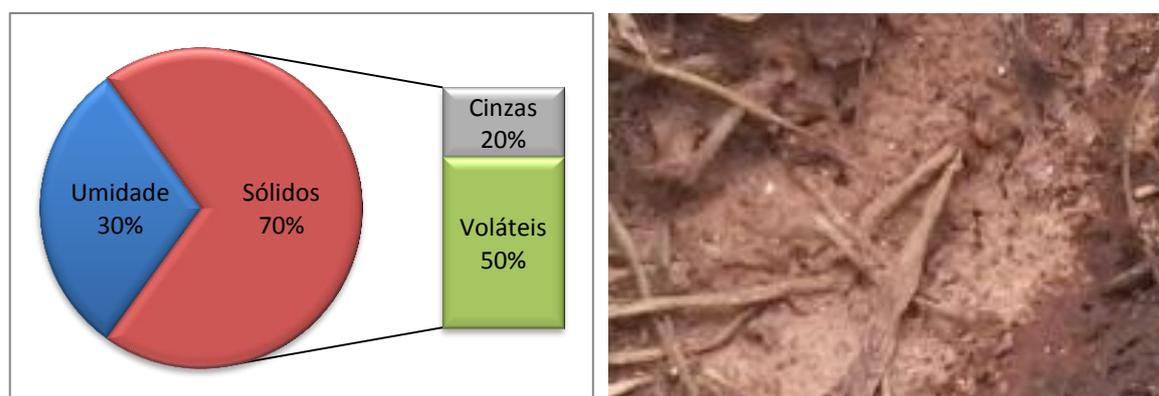


Figura 5.26: Porcentagem de sólidos e umidade (esquerda) e aspecto visual (direita) na camada de lodo da UP1

Jong e Tang (2014) comentam que é necessário estabelecer taxas de aplicação hidráulica e estratégias de alimentação adequadas para garantir um bom desempenho dos SAC tratando lodo e evitar a ocorrência de colmatção. Koottatep *et al.* (2004), em pesquisa realizada em SAC tratando lodo durante sete anos, relatam que chegaram a atingir 80 cm de camada de lodo, sem retirar o material, e não ocorreu a colmatção, nem mesmo a obstrução do líquido percolado. Na presente pesquisa também não foi verificada a ocorrência de colmatção nos leitos, havendo somente episódios isolados em que a percolação do líquido foi mais demorada, tanto no sistema real quanto piloto.

A não ocorrência da colmatção, segundo Koottatep *et al.* (2004), é consequência do constante crescimento das raízes das plantas e da permanência das raízes mortas na camada de lodo, pois elas auxiliam a manter a porosidade do leito.

De acordo com Strande *et al.* (2014), a retirada do lodo, após cessado o período de operação devido ao preenchimento de toda a borda livre, tem sido realizado manualmente, já que muitas pesquisas são em escala piloto, mas no futuro podem ser empregados métodos mecânicos. Porém, dependendo de como o lodo for retirado, pode ser necessário reconstruir a camada superior ou mesmo substituir todo o meio filtrante.

5.8 Plantas

Durante a operação dos SAC, foi monitorado o crescimento das plantas na UL, em pontos localizados no início, meio e fim do comprimento do leito. A Figura 5.27 mostra que não houve variações ao longo da dimensão da unidade, indicando um crescimento homogêneo do capim tifton-85. Brix (2014) aponta o fato de não ter plantas em todo o leito e somente em pontos isolados como um dos problemas mais comuns observados em SAC, o que não ocorreu na presente pesquisa.

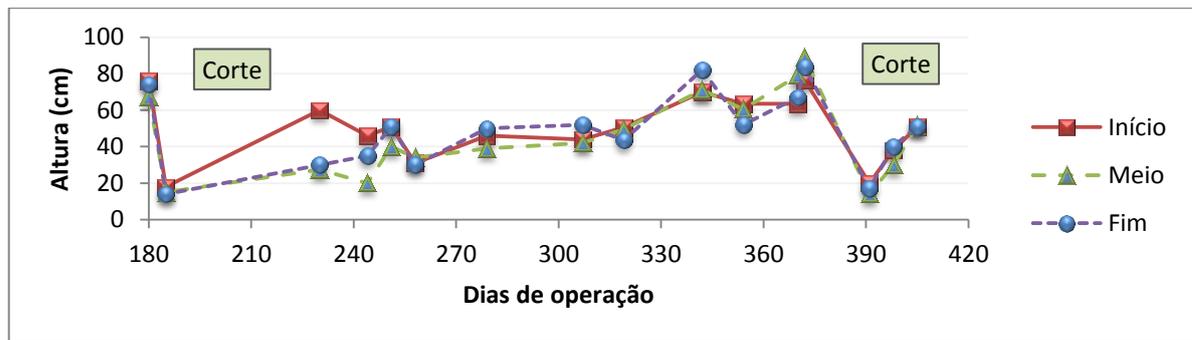


Figura 5.27: Altura das plantas ao longo do período de operação

As plantas tiveram uma altura máxima de 83,1 cm e foram realizados dois cortes, nos dias de operação 185 (março/2014) e 391 (outubro/2014). Observa-se que no dia de operação 258 ocorreu uma diminuição do tamanho das plantas: nesse período animais (vacas e cavalos) se alimentaram do capim, sendo cancelado o corte que ocorreria nos dias seguintes.

Na literatura, há pouca informação sobre a frequência de corte do capim tifton-85. Lana (2013), em estudo anterior realizado nos SAC utilizados na presente pesquisa, mas para tratamento de esgoto, informa que não foi estabelecida uma frequência exata dos cortes, sendo realizadas, aproximadamente, a cada dois meses. Em trabalho com foco agrônomo, Ribeiro *et al.* (1998) observaram melhores resultados com um intervalo de corte de quatro semanas. Moraes (2012), realizou pesquisa com o capim tifton-85 também do SAC em estudo, adotando uma frequência de corte de, aproximadamente, 2 meses e afirma que não foi possível determinar qual a frequência de cortes que poderia favorecer o aumento da absorção de nutrientes. Koottatep *et al.* (1999) sugere, de forma geral, que o corte deve ser realizado uma a duas vezes no ano, dependendo dos sintomas de murchamento da planta usada.

Kadlec e Wallace (2008) e Brix (1997) comentam que, caso os cortes não sejam realizados periodicamente, os nutrientes que foram incorporados pela planta podem ser liberados para o sistema. Ribeiro *et al.* (1998) também destacam que, com o envelhecimento da planta, ocorrem quedas nos teores de nutrientes, já que a mesma para de absorvê-los, havendo assim um efeito de diluição dos elementos na matéria seca.

A frequência do corte na presente pesquisa foi de, aproximadamente, 3 meses (considerando o episódio dos animais se alimentando do capim, o que foi considerado equivalente a um corte). Optou-se por um período um pouco maior do que o relato na literatura, visando caracterizar o que ocorreria em um SAC em uma comunidade real, com menos cuidados com relação às atividades de corte da parte aérea.

Stottmeister *et al.* (2003) comentam que os cortes podem não ter um efeito significativo para o desempenho do sistema, já que menos de 10% da carga afluyente de nitrogênio é removida pelas plantas e, por isso, em algumas unidades os cortes não são realizados.

Os dois cortes de fato realizados e analisados, em março/2014 (180 dias de operação) e outubro/2014 (372 dias de operação), resultaram em uma biomassa de 1,04 e 1,43 kg de matéria seca/m², respectivamente. Uma das vantagens dos SAC é que as plantas cultivadas podem ser utilizadas para outros fins e geram de duas a três vezes mais biomassa do que é produzido em sistemas alagados naturais, devido à disponibilidade de nutrientes (WARMAN e TERMEER, 2005).

O corte amostral realizado para análise em laboratório ocorreu conforme método dos quadrantes, já explicitado no item da metodologia, mas o corte do restante do leito foi realizada com roçadeira, mantendo aproximadamente 10 cm da base das plantas e todo o lodo acumulado. As sobras do capim tifton-85 foram retiradas com rastelo (Figura 5.28).



Figura 5.28: Corte do SAC com roçadeira (esquerda) e retirada dos restos com rastelo (direita)

Na literatura, os relatos dos cortes da parte aérea informam que são realizados manualmente, já que a maioria dos SAC são em escala piloto. Em escala real, Strande *et al.* (2014) comenta que deverão ser introduzidos métodos mecânicos, mas mantendo os cuidados de realizar o corte na superfície do leito, sem puxar as plantas, prevenindo danos ao filtro e possibilitando rápido crescimento das plantas novamente.

Durante a operação do SAC foram acompanhadas a presença de espécies invasoras, sendo que durante 3 meses, de junho a agosto/2014, foram identificadas a presença de algumas espécies, como as apresentadas na Figura 5.29. Nomeadamente, identificou-se somente o tomate. As

espécies podem ter proveniência do próprio lodo bruto aplicado no SAC, ou ainda, por meio de aves que habitam o Centro de Pesquisa, onde há outros sistemas com plantas. Inicialmente, em torno de 11% do leito da UL foi ocupado pelas espécies invasoras, chegando a 28% e no fim de 3 meses, todas as plantas haviam morrido. Logo em seguida, o capim tifton-85 já estava crescendo nos locais novamente. Nas outras unidades do sistema real (UR1 e UR2) e no sistema piloto não houve presença de espécies invasoras.



Figura 5.29: Espécies invasoras encontradas na UL

Ressalta-se que se optou por não remover as espécies invasoras do leito assim que identificadas e sim monitorá-las, visando, mais uma vez, manter as condições que ocorreriam em um SAC implantado em uma comunidade real. Durante o período não foi encontrada nenhuma alteração relevante nos parâmetros físico-químicos analisados no sistema.

Além do papel das plantas no tratamento, elas podem ser um habitat para uma variedade de animais, como aves e répteis. No entanto, a presença de insetos e outros vetores de doenças (por exemplo, roedores e mosquitos) poderia representar riscos potenciais à saúde se não for devidamente controlada (BRIX, 1994).

Verificou-se a atração de animais pelo sistema e, como já citado, vacas e cavalos se alimentaram do capim dos SAC, mas foi verificada também a presença de outros animais, como sapos, cachorros, aves, além de alguns insetos, conforme ilustrado na Figura 5.30. A presença de moscas próximas ao sistema foi, praticamente, ausente. Além disso, no mesmo

período em que as vacas e cavalos se alimentaram do capim do SAC, foi localizada a presença de fezes de cavalo dentro do sistema. Nesse caso, optou-se por remover este do leito para não incrementar a carga orgânica do sistema.



Figura 5.30: Animais atraídos no SAC

Aparentemente, a estratégia de alimentação semanal adotada na pesquisa foi adequada para o SAC, já que as plantas apresentaram bom crescimento e permaneceram com aspecto saudável durante todo o período de operação.

Em agosto/2014 foram iniciados novos procedimentos para despejo de caminhões limpa-fossa na COPASA, onde os SAC estão localizados, o que acarretou em problemas de logística na pesquisa, ficando o sistema sem receber lodo durante o período de 21/08/2014 até 17/09/2014 (aproximadamente um mês), sendo que somente no dia 28 e 29/08/2014 ocorreram chuvas no período, mas pouco expressivas. No sistema real, as plantas sofreram pouca alteração, mas no sistema piloto o capim tifton-85 não suportou as condições e morreu, sendo que em 03/09/2014 (14 dias sem aplicação) já apresentava aspecto muito ruim (Figura 5.31).



Unidade real e piloto em 03/09/2014 (14 dias sem aplicação de lodo)



Unidade real e piloto em 17/09/2014 (28 dias sem aplicação de lodo)

Figura 5.31: Aspecto das plantas após período de um mês sem aplicação do lodo

Diante disso, pode-se inferir que a escala do SAC influencia na capacidade de adaptação das plantas a situações adversas. Outro fator é que o sistema real foi construído em 2007 e desde então vem sendo operado com diferentes estratégias, enquanto o sistema piloto iniciou sua operação em dezembro de 2013. De toda forma, pode-se afirmar que o capim tifton-85 apresentou ótima adaptação para o período de descanso de uma semana, resistindo também a períodos maiores de 14 a 21 dias. Ressalta-se que mesmo após o período de condições adversas, não ocorreram variações nos resultados das análises físico-químicas.

Para Sonko *et al.* (2014), dos parâmetros de funcionamento dos SAC tratando lodo, a frequência de aplicação do lodo é um dos mais importantes, uma vez que tem um impacto direto sobre a colmatção dos leitos, o oxigênio disponível para o tratamento e o crescimento das plantas. No entanto, em seus estudos com três diferentes frequências (1x, 2x e 3x por semana) e TAS de 200 kg ST/m².ano, observaram que a frequência de aplicação não teve qualquer efeito sobre a remoção de ST e DQO.

Stefanakis e Tsihrintzis (2012) comentam que o tempo de descanso entre os períodos de aplicação é muito importante, pois evita a colmatção e permite a oxigenação dos poros do material orgânico retido. Se o período de repouso entre as aplicações aumenta, mais leitos serão necessários para tratar o mesmo volume de lodo. Hofmann (1990) aponta que a aplicação do lodo uma vez por semana é uma estratégia adequada. Koottatep *et al.* (1999) sugerem uma frequência de aplicação de uma a duas vezes por semana. Giraldi e Iannelli (2009), utilizando uma equação empírica, determinaram que 11 dias era um período ótimo para maximizar a perda de água e minimizar custos. Tal período encontrado por estes autores se assemelha ao apontado na literatura, de uma a três semanas (STEFANAKIS e TSIHRINTZIS, 2012). A presente pesquisa adotou uma semana como ciclo operacional.

5.9 Aplicabilidade do SAC para o tratamento de lodos de tanque séptico

Os SAC apresentam algumas características e vantagens interessantes, notadamente citadas por diversos autores, como serem considerados tecnologias apropriadas para pequenas localidades, apresentarem baixo custo em relação a outras tecnologias convencionais e gerarem subprodutos que podem ser aproveitados. Com o intuito de melhor ilustrar tais características e vantagens dos SAC, a seguir é apresentada uma análise geral da aplicabilidade do SAC tratando lodo de tanques sépticos em estudo, bem como considerações importantes relatadas por outros autores.

É importante destacar que esse não é um dos objetivos específicos da presente pesquisa, mas verificando a pouca informação nesse sentido na literatura, optou-se por realizar tais análises, mesmo que de forma pouco conclusiva e robusta.

5.9.1 População atendida

Conhecer o número de habitantes que um sistema tem capacidade de atender é de grande importância para analisar sua aplicação. Andreoli *et al.* (2001) relatam que o volume de lodo produzido em tanques sépticos é de 0,3 a 1,0 L/hab.dia. Klingel (2001) cita o valor de 300 L/hab. ano (0,8 L/hab.dia). Já Strande *et al.* (2014) sugerem para o dimensionamento de SAC tratando lodo o valor de 1,5 L/hab.dia. Com esses dados e o volume de lodo bruto recebido no SAC, é possível estimar o número de pessoas atendidas em relação à produção volumétrica. No cálculo para o presente SAC foi considerado o volume médio das aplicações realizadas semanalmente, de 8 m³, conforme Tabela 5.11.

Tabela 5.11: Estimativa da população atendida com o SAC tratando lodos de tanques sépticos

Referência	Produção volumétrica média de lodo em tanques sépticos (L/hab.dia)	Produção volumétrica média de lodo em tanques sépticos (L/hab.ano)	Volume médio de lodo por aplicação semanal (L)	Volume médio de lodo por aplicação no ano (L)	Nº de pessoas atendidas (hab)
Strande <i>et al.</i> (2014)	1,5	548	8000	416000	760
Klingel (2001)	0,8	300	8000	416000	1387
Andreoli <i>et al.</i> (2001) - Valor mínimo	0,3	110	8000	416000	3799
Andreoli <i>et al.</i> (2001) - Valor máximo	1,0	365	8000	416000	1140

O SAC de 29,1 m², considerando os resultados com os dados de diferentes autores, apresentou capacidade estimada de atender de 760 hab (Strande *et al.*, 2014) até 3799 hab (Andreoli *et al.*, 2001). Analisando com base nas faixas sugeridas por Andreoli *et al.* (2001), pois são autores brasileiros e talvez retratem melhor a realidade do sistema em estudo, o SAC atende a 1140-3799 hab, a depender das características do lodo, o que equivale a 285-950 famílias com quatro moradores por residência e a 39-131 hab/m² (0,007-0,025 m²/hab). Quanto mais digerido o lodo, com produção volumétrica menor, maior será o número de famílias atendidas.

Suntti (2010) alcançou um máximo de 38 hab/m² (0,03 m²/hab), utilizando a produção volumétrica de 300 L/hab.ano, citada por Klingel (2001). Koottatep *et al.* (2004) estimaram que a área requerida para a implantação de um SAC tratando lodo é de 32 m²/1000 hab (0,032 m²/hab).

Cabe mencionar, ainda, que o volume médio de 8 m³ (TAH de 14,3 m³/m².ano) foi o mais recorrente aplicado no SAC, devido a essa ser a capacidade mais comum dos caminhões limpa-fossa. Ocorreram aplicações com até 12 m³ (TAH de 21,4 m³/m².ano) e o desempenho do sistema foi mantido, o que sugere possibilidades de um atendimento maior de habitantes, sendo bastante interessante para pequenas localidades.

5.9.2 Custos

Em relação aos custos de implantação de um SAC tratando lodo de tanque séptico, Heinss *et al.* (1999) estimaram um custo, incluindo implantação, operação e manutenção, de 75–95 US\$/ton ST (~ 150–190 R\$/ton ST). Em estudo mais recente, Giraldi *et al.* (2009), estimaram que o custo de construção de SAC para tratamento de lodo na Itália foi de 150 €/m² (~ 450

R\$/m²), incluindo também os custos para esvaziamento, transporte e disposição final do lodo acumulado (como condicionador do solo, no caso), levando em conta o período de 10 anos para enchimento completo e necessidade de remoção do lodo acumulado.

Em outro estudo na Itália, Giraldi e Iannelli (2009), assumindo uma expectativa de vida global do sistema de 30 anos, estimaram um custo de construção dos SAC de 250 €/m² (~ 750 R\$/m²), levando em conta os custos com aquisição de plantas, plantio, tubulações e obras. Já para a manutenção, incluindo corte de plantas, tratamento, transporte e disposição final do lodo, chegaram ao valor de 130 €/m² (~ 390 R\$/m²). Os autores comentam que os custos podem variar, significativamente, mesmo em uma mesma localidade, pois os custos relacionados com o transporte e disposição final dependem fortemente das condições locais (distância do SAC ao local de disposição, possibilidade de reutilização agrícola, entre outros).

Strande *et al.* (2014) ressaltam que, apesar das análises de custos associados com a construção e manutenção de um SAC não serem representativas dos custos de todo o mundo, elas fornecem alguns indicativos importantes. Destaca-se também que as pesquisas apresentadas são do ano de 2009, podendo haver diferenças na valorização da moeda.

Considerando os custos estimados mencionados pelos autores e a área do SAC da presente pesquisa, foram calculados o custo anual do SAC, conforme Tabela 5.12. Ressalta-se que foi realizado um cálculo simples, que não contempla, por exemplo, fórmulas de juros compostos.

Tabela 5.12: Estimativa do custo para implantação, operação e manutenção do SAC

Referência	Horizonte (anos)	Custo (R\$/m ²)	Área (m ²)	Custo total (R\$)	Custo por ano (R\$/ano)
Giraldi <i>et al.</i> (2009)	10	450,00	29,1	13095,00	1309,50
Giraldi e Iannelli (2009)	30	1140,00	29,1	33174,00	1105,80

Nota-se que os valores citados nos dois estudos são similares quando avaliados anualmente. Se verificado o custo em relação à faixa de população estimada para o SAC, de 1140-3799 habitantes, e considerando o horizonte de 10 anos, o custo seria de 3,45-11,49 R\$/hab e 2,91-9,70 R\$/hab, para os valores de Giraldi *et al.* (2009) e Giraldi e Iannelli (2009), respectivamente.

Koottatep *et al.* (2004) estimam que o custo anual de operação e manutenção, excluindo a retirada do lodo acumulado ao final, de um SAC tratando lodo de tanque séptico é de 250 US\$/1000 hab, o que equivale a 0,25 US\$/hab.ano (~ 0,50 R\$/hab.ano). Considerando o

horizonte de projeto de 10 anos utilizado nos cálculos anteriores, encontra-se o valor de 5 R\$/hab, valor próximo aos encontrados, ressaltando que há uma diferença de 5 anos entre esse e os outros estudos, e que esse não considera a retirada do lodo ao final da operação.

Apesar das fragilidades dessa análise, o exercício é válido para ilustrar que o SAC é uma tecnologia de baixo custo, como apontado por Rulkens (2004), que considera como as principais vantagens dos SAC a sustentabilidade a longo prazo e os custos de operação e de manutenção extremamente baixos.

Nielsen (2014) comenta que o SAC tratando lodo é um processo de baixo custo operacional, baixo consumo de energia, não necessita de pré-tratamento e proporciona um tratamento de lodo de longo prazo. Em seu estudo de análise econômica do tratamento do lodo de lodos ativados em SAC comparada ao tratamento em um sistema mecânico convencional (filtro prensa), o autor concluiu que o custo inicial de um SAC é maior do que o de um sistema mecânico convencional, mas o SAC irá fornecer economia significativa de custo operacional, ocasionando em uma poupança expressiva no custo global da instalação, durante 20-30 anos.

Gkika *et al.* (2014), em estudo na França que avalia os custos de construção e operação de SAC, resultaram na equação em que o $\text{Custo} = 307 \times \text{Área}^{0,900}$, com um R^2 de 0,99, onde a área deve ser inserida em hectares e o resultado do custo é em 10^3 US\$. Os autores comentam ainda que a equação é válida para áreas na faixa de 0,01 e 0,05 ha, a qual não contempla o SAC em estudo.

Cabe ainda realizar uma análise que contemple os custos envolvidos no SAC, já apresentados, e o custo para recolhimento do lodo nos tanques sépticos e transporte até o SAC. Segundo a empresa de caminhões limpa-fossa, JM Desentupidora (2014), a coleta e o transporte do lodo de tanques sépticos dentro de Belo Horizonte, em caminhão com capacidade de 8 m³, é de R\$ 190,00. Se ultrapassado o volume, é cobrado outro transporte e se o deslocamento for para outras cidades, o valor é variável conforme a distância. Com isso, tem-se um valor ao ano de custos com a coleta e transporte do lodo até o SAC em estudo de, aproximadamente, 9880 R\$/ano, conforme Tabela 5.13. Ressalta-se que esse valor pode ser variável entre as empresas de caminhão limpa-fossa e entre as localidades.

Tabela 5.13: Estimativa do custo para coleta e transporte do lodo de tanques sépticos até o SAC

Custo por caminhão em Belo Horizonte (R\$)	Capacidade de caminhão convencional (L)	Custo/volume (R\$/L)	Volume médio de lodo aplicado no SAC por ano (L/ano)	Custo por ano (R\$/ano)
190	8000	0,02375	416000	9880

Nota-se que o custo por ano para coleta e transporte do lodo de tanques sépticos é superior ao custo da implantação, operação e manutenção do SAC. Considerando a faixa populacional de 1140-3799 habitantes, tem-se um custo de 2,60-8,67 R\$/hab.ano para a realização dessa operação, conforme Tabela 5.14.

Tabela 5.14: Estimativa do custo global do saneamento

Operação	Giraldi et al. (2009)		Giraldi e Iannelli (2009)	
	Pop Mínima	Pop Máxima	Pop Mínima	Pop Máxima
População (hab)	1140	3799	1140	3799
Custo SAC (R\$/hab.ano)	1,15	0,34	0,32	0,10
Custo coleta e transporte lodo (R\$/hab.ano)	8,67	2,60	8,67	2,60
Custo do saneamento (R\$/hab.ano)	9,82	2,95	8,99	2,70

Dentro das estimativas dos dois estudos quanto ao custo da implantação, operação e manutenção de SAC tratando lodo e considerando o custo da coleta e transporte do lodo de tanques sépticos, estima-se um custo global do saneamento de 2,95-9,82 R\$/hab.ano para Giraldi et al. (2009) e 2,70-8,99 R\$/hab.ano para Giraldi e Iannelli (2009). Tal resultado indica que essa solução de saneamento é de baixo custo, podendo ser implantada em localidades com um valor de centavos por habitante ao mês.

5.9.3 SAC e leitos de secagem

Como mencionado, a TAS tem sido considerada o parâmetro mais importante para o dimensionamento de um SAC para tratamento de lodo. Na presente pesquisa a TAS média foi de 81 kgST/m².ano, valor inferior ao comumente encontrado na literatura, que tem citado como um valor adequado para regiões de clima quente a TAS de, aproximadamente, 250 kgST/m².ano.

A NBR 12209/1992, que traz a reimpressão da NBR 570/1989, referente a projeto de estações de tratamento de esgoto sanitário, recomenda que a TAS de leitos de secagem deve ser menor ou igual a 15 kg ST/m² de leito para cada ciclo de secagem. Estimando um ciclo de secagem de 15 dias, comumente relatado, calcula-se uma TAS de 360 kgST/m².ano, conforme a Tabela

5.15. De forma comparativa, a tabela apresenta também os cálculos da área de um leito de secagem para a mesma faixa de população estimada de atendimento do SAC, de 1140-3799 habitantes, bem como a mesma concentração mediana de ST (2349 mg/L) e volume médio aplicado (8 m³). No dimensionamento foram inseridas também estimativas usualmente utilizadas em concepção de projetos e citadas por Andreoli *et al.* (2001).

Tabela 5.15: Estimativa da área requerida para um leito de secagem

Parâmetros	Mínimo	Máximo
População estimada (hab)	1140	3799
Concentração mediana de ST (mg/L)	2349	2349
Produção mássica média em tanques sépticos (gST/hab.d)	11,5	11,5
Carga de ST no lodo de tanques sépticos (kgST/d)	13,2	43,9
Produção volumétrica média em tanques sépticos (L/hab.d)	0,3	1,0
Vazão de lodo (m ³ /d)	1,1	1,1
Tempo de Secagem (dias)	15,0	15,0
Tempo de Limpeza (dias)	5,0	5,0
Tempo Ciclo (dias)	20,0	20,0
Volume de lodo desaguado (m ³ /ciclo)	22,9	22,9
TAS por batelada (Kg ST/m ²)	15,0	15,0
Bateladas por ano	24,0	24,0
TAS anual (kg ST/m ² .ano)	360,0	360,0
Área requerida (m ²)	17,5	58,5

Diante disso, para uma mesma faixa populacional de 1140-3799 habitantes, tem-se a possibilidade de tratamento do lodo gerado nos tanques sépticos ser realizada em um SAC de 29,1 m² com TAS de 81 kgST/m².ano e em um leito de secagem com 17,5-58,3 m² e TAS de 360 kgST/m².ano, a depender das características do lodo.

É importante dizer que tal análise não visa concluir se uma tecnologia é melhor do que outra, mesmo porque há outros fatores locais a serem abordados, mas sim conseguir ilustrar as possibilidades de um SAC para tratamento de lodo, que ainda é pouco utilizado no Brasil.

Giraldi *et al.* (2009), em estudo que realiza a análise de custo de SAC tratando lodo de lodos ativados na Itália, relatam que a estação de tratamento possuía leitos de secagem, mas optavam por transportar o lodo para outras estações maiores, por um custo de 12 €/m³ (~ 36 reais/m³) para o transporte, tratamento e disposição final, pois o custo de operação e manutenção dos leitos de secagem foi avaliado como maior do que o custo de transporte e tratamento externo. Após os leitos de secagem serem convertidos para SAC, o tratamento passou a ser realizado na própria estação. Os autores comentam ainda que o custo de operação

e manutenção para tratar nos SAC uma carga específica de 3,8 m³/m² de lodo por ano foi estimado de 4 €/m².ano (~ 12 reais/m².ano), ocasionando em uma economia de 41,6 €/m².ano (~ 125 reais/m².ano).

Giraldi e Iannelli (2009) relatam que SAC são menos caros do que os tradicionais leitos de secagem, uma vez que eles só precisam ser esvaziados a cada poucos anos. Strande *et al.* (2014) comentam que os SAC podem ser mais caros do que os leitos de secagem, tanto em termos de custos de implantação (por exemplo a compra das plantas), como de custos operacionais (como a realização do corte), mas têm a vantagem de exigir menos retiradas do lodo acumulado, sendo de uma vez a cada alguns anos nos SAC, enquanto nos leitos de secagem ocorrem a cada duas ou três semanas.

5.9.4 Aproveitamento das plantas

As plantas cultivadas em SAC podem ser reaproveitadas para outros fins, como paisagísticos, artesanato e alimentação animal, como é o caso do capim tifton-85. Sonko *et al.* (2014), comentam que os SAC tratando lodo de tanques sépticos é uma tecnologia promissora para países de baixa renda, pois o lodo pode ser diretamente aplicado e os produtos finais podem ser vendidos para compensar os custos de operação, como por exemplo, uso do lodo acumulado no solo e das plantas para alimentação animal.

Os dois cortes da parte aérea realizados e mensurados na presente pesquisa apresentaram produtividade de 1,04 e 1,43 kg de matéria seca/m² (ou 10,4 e 14,3 ton. de matéria seca/ha), o que pode se estimar no ano, com a realização de 4 cortes, uma produtividade em torno de 50 ton. de matéria seca/ha.ano. Alvim *et al.* (1999), em estudo de análise da resposta do capim tifton-85 a doses de nitrogênio e intervalos de cortes, detectaram produtividades entre 2,6 a 23,1 ton. matéria seca/ha.ano.

De acordo com a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) (1983) um boi de, aproximadamente, 400 kg se alimenta de 8,5 kg de matéria seca/dia, em média. Com isso, sem entrar em detalhes específicos da alimentação animal (pois se alimentam também de outras fontes) e da importância da avaliação da presença de poluentes e organismos patogênicos nas plantas, a produção obtida na presente pesquisa poderia fornecer a matéria seca equivalente a 20 dias de alimentação de um boi.

6 CONCLUSÕES

A presente pesquisa tinha como objetivo avaliar o tratamento de lodo de tanques sépticos em sistemas alagados construídos de escoamento vertical e foi possível concluir que o sistema melhorou a qualidade do líquido percolado em termos de matéria carbonácea (eficiência de remoção de 46% de ST, 70% de DBO e 72% de DQO) e nitrogenada (eficiência de remoção de 59% de NTK e 52% N-NH₄⁺), mas apresentou, de maneira geral, concentrações maiores e eficiências de remoção menores do que as reportadas na literatura, o que pode estar relacionado com diversas características de concepção e projeto dos SAC. No que se refere à remoção de coliformes, o tratamento no SAC não apresentou contribuição significativa.

Apesar da melhoria do tratamento, os poluentes do líquido percolado ainda necessitariam de uma etapa de tratamento subsequente antes da disposição no meio ambiente, o que refuta a hipótese testada de que a eficiência de remoção dos principais parâmetros físicos, químicos e biológicos no tratamento de lodo de tanques sépticos em SAC seria satisfatória, a ponto de ser aceitável o lançamento do líquido percolado em corpos d'água.

A etapa de recirculação adotada no sistema não acarretou em melhores condições do líquido percolado, ao contrário do que se esperava, principalmente para nitrogênio, não havendo diferenças entre o líquido recirculado e o percolado no sistema. Da mesma forma, a dupla recirculação testada nos SAC pilotos também não se mostrou uma estratégia interessante para a melhoria da qualidade do efluente final. Tal resultado refuta a hipótese testada de que a recirculação do líquido percolado no tratamento de lodo de tanques sépticos, em uma segunda unidade do SAC, iria resultar em uma eficiência de remoção dos parâmetros físicos, químicos e biológicos significativamente superior à alcançada na unidade do tratamento do lodo somente.

Quando comparados o sistema real e piloto, que apresentam as mesmas características construtivas, sendo alterada somente a escala, ambos apresentaram comportamentos semelhantes, não sendo observadas diferenças significativas na qualidade dos parâmetros analisados.

Não foi verificada influência da sazonalidade e do leito em que era realizada a recirculação no desempenho do sistema. Já no que se refere à presença de tubos de ventilação, há indícios de que a presenças deles melhoram a qualidade do líquido percolado.

O desaguamento do lodo acumulado ocorreu de forma satisfatória, alcançando um percentual de sólidos secos de 55%, superior ao relatado na literatura para outras tecnologias e mesmo para estudos semelhantes. No que se refere à estabilidade do lodo, a relação STV/ST foi de 0,60. Além disso, os leitos não apresentaram problemas com colmatação durante o período de operação. Esses resultados reafirmam os SAC como uma interessante tecnologia para o tratamento do lodo.

O capim tifton-85 mostrou-se produtivo e resistente às condições operacionais do sistema, se sobressaindo à ocorrência de espécies invasoras e a períodos sem alimentação maiores.

Mesmo com a grande variação nas taxas de aplicação hidráulica e de sólidos, o SAC manteve seu desempenho, indicando que os leitos e as plantas foram, relativamente, resistentes aos “choques” de cargas, o que mostra que é um sistema robusto para condições operacionais que podem ocorrer na realidade de pequenas comunidades.

Além disso, a análise exploratória da aplicabilidade do SAC tratando lodo confirmou que a tecnologia, realmente, pode ser considerada de baixo custo e de potencial interesse para localidades menores.

7 RECOMENDAÇÕES

A partir da operação, monitoramento e dos resultados obtidos durante o período de estudos com os SAC tratando lodo de tanques sépticos foram propostas recomendações para estudos futuros.

- Instalar equipamento com grades para receber o lodo bruto antes do leito, com intuito de conter material grosseiro e resíduos sólidos, evitando consequências de entupimento do leito.
- Acrescentar a análise de metais pesados ao monitoramento do sistema, já que é sabida a possibilidade de presença destes em lodo de tanques sépticos com proveniências desconhecidas.
- Acrescentar a análise de outros microrganismos ao monitoramento do sistema, para avaliar o uso dos subprodutos do SAC (lodo acumulado e líquido percolado) na agricultura.
- Ampliar o monitoramento do lodo acumulado, com vistas a melhor compreensão de seu desaguamento, bem como de suas características.
- Avaliar a recirculação do líquido percolado no mesmo leito de aplicação do lodo bruto.
- Avaliar a influência da aplicação de esgotos no período de descanso do leito em que ocorre a recirculação do líquido percolado.
- Avaliar o desempenho do sistema com meios suportes diferentes, preferencialmente com granulometrias menores, como a areia.
- Avaliar as características das plantas e sua influência nos mecanismos de tratamento do sistema.
- Realizar pesquisa com a saída do líquido percolado fechada, aumentando o tempo de detenção hidráulico, para verificar melhorias na qualidade do líquido percolado.

- Realizar pesquisa de análise do custo-benefício do SAC, sendo um ainda pouco relatado na literatura.

REFERÊNCIAS

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. *Projeto de estações de tratamento de esgoto sanitário. NBR 12209*. Rio de Janeiro: ABNT. 12p. 1992.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. *Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. NBR 7229*. Rio de Janeiro: ABNT. 15p. 1993.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. *Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. NBR 13969*. Rio de Janeiro: ABNT. 60p. 1997.
- ALVIM, M. J.; XAVIER, D. F.; VERNEQUE, R. S.; BOTREL M. A. *Resposta do tifton 85 a doses de nitrogênio e intervalos de cortes*. Pesq. agropec. bras., Brasília, v.34, n.12, 1999.
- ANDREOLI, C. V. *et al. Wastewater sludge management: a Brazilian approach*. In: WASTEWATER BIOSOLIDS SUSTAINABILITY, 2007, Moncton, Moving Forward – Wastewater Biosolids Sustainability, p. 117-131. 2007.
- ANDREOLI, C. V. *Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final*. Rio de Janeiro: ABES, 2009.
- ANDREOLI, C. V. *Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura*. Rio de Janeiro, 1999.
- ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Lodo de esgotos: tratamento e disposição final* v.6. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia sanitária e Ambiental – UFMG. 483p. 2001,
- APHA/AWWA/WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 22. ed.. Washington: APHA, 2012.
- AYAZ, S. Ç.; AKTAS, O.; FINDIK, N.; AKÇA, L.; KINACI, C. *Effect of recirculation on nitrogen removal in a hybrid constructed wetland system*. Ecol. Eng. 40, 2012.
- BASSAN, M.; TCHONDA, T.; YIOUGO, L.; ZOELLIG, H.; MAHAMANE, I.; MBÉGUÉRÉ, M.; STRANDE, L. *Characterization of faecal sludge during dry and rainy seasons in Ouagadougou, Burkina Faso*. In: 36th WEDC International Conference, Nakuru, Kenya. 2013.
- BIANCHI, V.; PERUZZI, E.; MASCIANDARO, G.; CECCANTI, B.; RAVELO, S. M.; IANNELLI, R. *Efficiency assessment of a reed bed pilot plant (Phragmites australis) for sludge stabilisation in Tuscany (Italy)*. Ecological Engineering, n. 37. 2011.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. *Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências*. Brasília: Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, 2005.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 375, de 29 de agosto de 2006. *Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências*. Brasília: Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, 2006.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. *Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA*. Brasília: Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, 2011.

BRIX, H. *Danish guidelines for small-scale constructed wetland systems for on-site treatment of domestic sewage*. In: Proceedings of the 9th International Conference on Wetland, 2004.

BRIX, H. *Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?* Water Sci. Technol. v. 35, 1997.

BRIX, H. *Functions of macrophytes in constructed wetlands*. Water Sci. Technol. v. 29, 1994.

BRIX, H. *Integrated sludge dewatering and mineralization in sludge treatment reed beds*. In: IWA, 14th Conference on wetland systems for water pollution control. Shanghai, China. p.31. 2014.

BRIX, H.; ARIAS, C. A. *The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines*. Ecol. Eng. 25, 2005.

BRIX, H.; JOHANSEN, N. H. *Guidelines for vertical flow constructed wetland systems up to 30 PE*. Okologisk Byfornyelse og Spildevandsrensning, 52. Denmark. 2004.

BURGOON, P. S.; KIRKBRIDE, K. F.; HENDERSON, M.; LANDON, E. *Reed beds for biosolids drying in the arid northwestern United States*. Wat. Sci. Tec. v. 35, 1997.

CASSINI, S. T. *Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de biogás*. 1. ed. Rio de Janeiro, v. 1, 2003.

COFIE, O.O.; AGBOTTAH, S.; STRAUSS, M.; ESSEKU, H.; MONTANGERO, A.; AWUAH, E.; KONE, D. *Solid-liquid separation of faecal sludge using drying beds in Ghana: Implications for nutrient recycling in urban agriculture*. Water Research, n. 40. 2006.

CONNOLLY, R., ZHAO, Y., SUN, G., ALLEN, A. *Removal of ammoniacal-nitrogen from an artificial landfill leachate in downflow reed beds*. Process Biochem. n. 39. 2003.

COOPER, P.; JOB, G. D.; GREEN, M. B.; SHUTES, R. B. E. *Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment*. Swindon: WRC. 1996.

COOPER, P.; WILLOUGHBY, N.; COOPER, D. *The use of reed-beds for sludge drying*. Water and Environment Journal, v. 18, n. 2, 2004.

COTA, R. S. *Hidrodinâmica e desempenho de filtros verticais com alimentação em pulso, plantados e não plantados, empregados no tratamento de esgoto sanitário bruto*. Tese (doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. 2011.

CUI, L.; FENG, J.; OUYANG, Y.; DENG, P. *Removal of nutrients from septic effluent with re-circulated hybrid tidal flow constructed wetland*. *Ecological Engineering*, n 46. 2012.

CUI, Y.; SUN, T.; ZHAO, L.; JIANG, T.; ZHANG, L. *Performance of wastewater sludge ecological stabilization*. *Journal of Environmental Sciences*, n. 20. 2008.

DE MAESENEER, J. L. *Constructed wetlands for sludge dewatering*. *Wat. Sci. Tech.*, v. 35, n. 5, 1997.

DODANE, P. H.; MBEGUERE, M.; OUSMANE, S.; STRANDE, L. *Capital and Operating Costs of Full-Scale Faecal Sludge Management and Wastewater Treatment Systems in Dakar, Senegal*. *Environmental Science & Technology*, 46, 2012.

DOMINIAK, D.; CHRISTENSEN, M.; KEIDING, K.; NIELSEN, P. H. *Gravity drainage of activated sludge: new experimental method and considerations of settling velocity, specific cake resistance and cake compressibility*. *Water Research*, 45, 2011.

EDWARDS, J.K.; GRAY, K. R.; COOPER, D. J.; BIBBLESTONE, A. J.; WILLOUGHBY, N. *Reed bed dewatering of agricultural sludges and slurries*. *Wat. Sci. Tech.*, v. 44, 2001.

EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. *Terminação de bovinos na entressafra*. Comunicado Técnico - COT, n. 22, 1983.

FEAM, Fundação Estadual de Meio Ambiente. *Plano para incremento do percentual de tratamento de esgotos sanitários da Bacia do Rio Paraobepa*. Belo Horizonte. 2011.

FIA, F. R. L.; MATOS, A. T.; FIA, R.; LAMBERT, T. F.; MATOS, M. P. *Remoção de nutrientes por Typha latifolia e Cynodon spp. cultivadas em sistemas alagados construídos*. *Ambi-Agua, Taubaté*, v. 6, n. 1, 2011.

FOLADORI, P.; RUABEN, J.; ORTIGARA, A. R. C. *Recirculation or artificial aeration in vertical flow constructed wetlands: A comparative study for treating high load wastewater*. *Bioresource Technology*, 149, 2013.

GAGNON, V. *Effect of plant species on water quality at the outlet of a sludge treatment wetland*. *Water Research*. v. 46. 2012.

GIRALDI, D., MASCIANDARO, G.; PERUZZI, E.; BIANCHI, V.; PERUZZI, P.; CECCANTI, B.; IANNELLI, R. *Hydraulic and biochemical analyses on full-scale sludge consolidation reed beds in Tuscany (Italy)*. *Wat. Sci. Tech.* v. 60, n. 5, 2009.

GIRALDI, D.; IANNELLI, R. *Short-term water content analysis for the optimization of sludge dewatering in dedicated constructed wetlands (reed bed systems)*. *Desalination*, 24, 2009.

- GKIKI, D.; GIKAS, G. D.; TSIHRINTZIS, V. A. *Construction and operation costs of constructed wetlands treating wastewater*. *Wat. Sci. Tech.*, v. 70, n. 5, 2014.
- HABERL, R.; PERFLER, R.; MAYER, H. *Constructed wetlands in Europe*. *Water Sci. Technol.* v. 32, 1995.
- HEINSS, U.; LARMIE, S. A.; STRAUSS, M. *Solid separation and pond systems for the systems for the treatment of faecal sludges in the tropics*. Eawag, Switzerland. 1998.
- HEINSS, U.; LARMIE, S.A.; STRAUSS, M. *Characteristics of faecal sludges and their solids-liquid separation*. EAWAG/SANDEC, 1999.
- HOFMANN, K. *Use of phragmites in sewage sludge treatment*. In: *Constructed Wetlands in Water Pollution Control* (Adv. Wat. Pollut. Control no. 11). New York: Pergamon Press, 1990.
- IANNELLI, R.; NIELSEN, S.; PERUZZI, E.; PIRAS, F.; STOVING, M.; MASCIANDARO, G. *Short-term performance analysis of sludge treatment reed beds*. *Wat. Sci. Tech.*, v. 68, n. 7, 2013.
- IBGE. *Temas e subtemas. Famílias e domicílios. Saneamento básico. Esgotamento sanitário. 2008*. Disponível em: <<http://www.seriesestatisticas.ibge.gov.br/>>. Acesso em: nov. 2013.
- IMHOFF; K.; IMHOFF, K. R. *Manual de tratamento de águas residuárias*. São Paulo, 1986.
- INGALLINELLA, A. M.; SANGUINETTI, G.; KOOTTATEP, T.; MONTANGERO, A.; STRAUSS, M. *The challenge of faecal sludge management in urban areas- strategies, regulations and treatment options*. *Wat. Sci. Tec.*, v. 46, 2002.
- JONG, V. S. W.; TANG, F. E. *Organic matter and nitrogen removal at planted wetlands treating domestic septage with varying operational strategies*. *Wat. Sci. Tech.*, v. 70, n. 2, 2014.
- JORDÃO, E.P; PESSOA, C.A. *Tratamento de esgotos domésticos*. Segrac, 2005.
- KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. *Treatment wetlands*. Boca Raton, Lewis Publishers. 1996.
- KADLEC, R.H.; WALLACE, S.D. *Treatment Wetlands*, 2nd ed.; Boca Raton, FL, USA: CRC Press, 2008.
- KEFFALA, C.; GHRABI, A. *Nitrogen and bacterial removal in constructed wetlands treating domestic waste water*. *Desalination*, v. 185, 2005.
- KENGNE, I. M.; AKOA, A.; SOH, E. K.; TSAMA, V.; NGOUTANE, M. M.; DODANE, P. H.; KONÉ, D.. *Effects of faecal sludge application on growth characteristics and chemical composition of Echinochloa pyramidalis (Lam.) Hitchc and Chase and Cyperus papyrus L*. *Ecological Engineering*, 34. 2008.

KENGNE, I. M.; DODANE, P. H.; AKOA, A.; KONÉ, D. *Vertical-flow constructed wetlands as sustainable sanitation approach for faecal sludge dewatering in developing countries*. Desalination, 248, 2009.

KENGNE, I. M.; KENGNE, E. S.; AKOA, A.; BEMMO, N.; DODANE, P. H.; KONE, D. *Vertical-flow constructed wetlands as an emerging solution for faecal sludge dewatering in developing countries*. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development 1. 2011.

KIEHL, E. J. *Fertilizantes orgânicos*. São Paulo: Agronômica Ceres, 1985.

KIM, B. J.; SMITH, E. D. *Evaluation of sludge dewatering reed beds: a niche for small systems*. Wat. Sci. Tech. v. 35, n. 6, 1997.

KLINGEL, F. *Nam Dinh urban development project – septage management study*. Nam Dinh City, Vietnam. EAWAG/SANDEC, 78p. 2001.

KONÉ, D.; STRAUSS, M. *Low-cost Options for Treating Faecal Sludges (FS) in Developing Countries – Challenges and Performance*. In: International IWA Specialist Group Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control and to the 6th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilisation Ponds, 9th. Avignon, France, 2004.

KOOTTATEP, T. *Constructed Wetlands for Septage Treatment - Towards Effective Faecal Sludge Management*. In: IWA, 8th Conference on wetland systems for water pollution control, Arusha, Tanzania. p.17. 2002.

KOOTTATEP, T.; POLPRASERT, C.; OANH, N. T. K. *Preliminary guidelines for design and operation of constructed wetlands treating septage*. In: International Seminar on Constructed wetlands: a promising technology for septage management and treatment. Thailand, 1999.

KOOTTATEP, T.; POLPRASERT, C.; OANH, N. T. K.; HEINSS, U.; MONTANGERO, A.; STRAUS, M. *Potentials of vertical-flow constructed wetlands for septage treatment in tropical regions*. EAWAG/SANDEC. Sem data.

KOOTTATEP, T.; POLPRASERT, C.; OANH, N. T. K.; MONTANGERO, A.; STRAUSS, M. *Sludges from on-site sanitation systems – low-cost treatment alternatives*. In: *IWA Conference on Water & Wastewater Management for Developing Countries*, Kuala Lumpur, Malaysia. 10p. 2001.

KOOTTATEP, T.; SURINKUL, N.; POLPRASERT, C.; KAMAL, A. S. M.; KONÉ, D.; MONTANGERO, A.; HEINSS, U.; STRAUSS, M. *Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate - lessons learnt after seven years of operation*. Wat. Sci. Tech. v. 51, 2004.

KOOTTATEP, T.; SURINKUL, N.; POLPRASERT, C.; KAMAL, A. S. M.; KONÉ, D.; MONTANGERO, A.; HEINSS, U.; STRAUSS, M. *Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate – Lessons learnt after seven years of operation*. EAWAG/SANDEC. 2000.

KUFFOUR, A. R.; AWUAH, E.; ANYEMEDU, F. O. K.; STRAUSS, M.; KONE, D.; COFIE, E. *Effect of using different particle sizes of sand as filter media for dewatering faecal sludge*. Desalination, 248, 2009.

LANA, L. C. O. *Remoção de poluentes em um sistema alagado construído de escoamento vertical com alimentação em pulso*. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. 2013.

LAVRORA, S.; KOUMANOVA, B. *Influence of recirculation in a lab-scale vertical flow constructed wetland on the treatment efficiency of landfill leachate*. Bioresource Technology, 101, 2010.

MACHADO JÚNIOR, A. R.; LAPOLLI, F. R.; RÉCIO, M. A. L. *Avaliação das características físico-químicas e biológicas dos resíduos de tanques sépticos coletados por caminhões limpa-fossas na cidade de Tubarão – SC*. In: Congresso Interamericano AIDIS, 31, Santiago. 2008.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; BORGES, A. C.; MATOS, M. P. *Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras*. Eng. Sanit. Ambient., v. 15, n. 1, 2010.

MELIDIS, P.; GIKAS, G. D.; AKRATOS, C. S.; TSIHRINTZIS, V. A. *Dewatering of primary settled urban sludge in a vertical flow wetland*. Desalination, 250, 2010.

MENESES, C. G. R.; INGUNZA, M. P. D.; FARIAS, N. M. N.; CÂMARA, A. C. J. *Caracterização físico-química e biológica dos resíduos de sistemas tipo tanque séptico-sumidouro da cidade de Natal*. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES. 2001.

METCALF & EDDY. *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. New Delhi, India: McGraw-Hill Book Co, 1334 p. 1979.

METCALF; EDDY. *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. 4. ed. Singapore: McGraw-Hill Book Co, 1819 p. 2004.

MINAS GERAIS. *Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 1, de 5 de Maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências*. Belo Horizonte: Conselho de Política Ambiental de Minas Gerais – COPAM e Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CERH, 2008.

MONTANGERO, A.; STRAUSS, M. *Faecal Sludge Treatment*. Swiss. p. 42. 2002.

MORAES, D. C. *Influência da sazonalidade e de plantas na redução da concentração de poluentes em sistema de alagados construídos de escoamento vertical, com alimentação em pulso, empregado para tratar esgoto doméstico bruto*. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. 2012.

NIELSEN, S. *Sludge drying reed beds*. Wat. Sci. Tech. v. 48, n.5, 2003.

- NIELSEN, S. *Sludge reed beds facilities – operation and problems*. Wat. Sci. Tech . v. 51, n. 9, 2005.
- NIELSEN, S. *Sludge treatment and drying reed bed systems 20 years of experience*. In: Proceedings of the European Conference on Sludge Management, Liège, Belgium. 2008.
- NIELSEN, S. WILLOUGHBY, N. *Sludge treatment and drying reed bed systems in Denmark*. Water and Environmental Journal. v. 19, n. 4, 2007.
- NIELSEN, S.; PERUZZI, E.; MACCI, C.; DONI, S.; MASCIANDARO, G. *Stabilisation and mineralisation of sludge in reed bed systems after 10–20 years of operation*. Wat. Sci. Tech., v. 69, n. 3, 2014.
- NOUMSI, I. M.; AKOA, A.; BEMMO, N.; STRAUSS, M.; TROESCH, S.; NTEP, F.; NJITAT, V. T.; PARE, M. N.; KONÉ, D. *Potencial of sludge drying beds vegetated with *Cyperus papyrus* L. and *Echinochloa pyramidalis* (LAM.) Hitchc & Chase for faecal sludge treatment in tropical regions*. In: International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 10, Lisbon. 2006.
- PAING, J.; VOISIN, J. *Vertical flow constructed wetlands for municipal wastewater and septage treatment in French rural area*. Wat. Sci. Tech. v. 51, n. 9, 2005.
- PANUVATVANICH, A.; KOOTTATEP, T.; KONE, D. *Influence of sand layer depth and percolate impounding regime on nitrogen transformation in vertical-flow constructed wetlands treating faecal sludge*. Water Research, 43, 2009.
- PEMPKOWIAK, J.; OBARSKA-PEMPKOWIAK, H. *Long-term changes in sawage sludge stored in a reed bed*. The Science of the Total Environment, 297, 2002.
- PHILIPPI, L. S. *Funcionamento de fossas sépticas em condições reais: volume e acumulação de lodo*. In: ABES, 17º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1993. Natal. p.633-642.
- POMPÊO, M. *Macrófitas aquáticas*. Universidade de São Paulo. Portal de Ecologia Aquática. Disponível em: <<http://ecologia.ib.usp.br/portal/>>. Acesso em: 10 de dezembro de 2013.
- PROST-BOUCLE, S.; MOLLE, P. *Recirculation on a single stage of vertical flow constructed wetland: Treatment limits and operation modes*. Ecological Engineering. v. 43, 2012.
- RATIS, A. N. F. A. *Caracterização dos resíduos esgotados de sistemas de tratamento individual de esgotos domésticos de Natal*. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Tecnologia. 2009.
- RIBEIRO, K.G.; PEREIRA, O.G.; GARCIA, R.; *Rendimento forrageiro e valor nutritivo capim-Tifton 85, em três frequências de corte, sob diferentes doses de nitrogênio*. In: Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia, 35, Botucatu. 1998.

ROCHA, C.; SANT'ANNA, F. S. P. *Regulamentação para despejos de caminhões limpa-fossas na ETE-Jarivatuba, Joinville-SC*. In: ABES, 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2009.

RULKENS, W. H. *Sustainable sludge management—what are the challenges for the future?* Water Sci. Technol. v. 49, 2004.

SNIS, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. *Diagnóstico dos serviços de água e esgotos – 2010*. MCIDADES. Brasília: 448 p. 2012.

SONKO, E. M.; MBÉGUÉRÉ, M.; DIOP, C.; NIANG, S.; STRANDE, L. *Effect of hydraulic loading frequency on performance of planted drying beds for the treatment of faecal sludge*. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development. v. 4, n. 4, 2014.

STEFANAKIS, A. I. *Stability and maturity of thickened wastewater sludge treated in pilot-scale sludge treatment wetlands*. Water Research. v. 45. 2011.

STEFANAKIS, A. I.; AKRATOS, C. S.; MELIDIS, P.; TSIHRINTZIS, V. A. *Surplus activated sludge dewatering in pilotscale sludge drying reed beds*. Journal of Hazardous Materials, 172. 2009.

STEFANAKIS, A. I.; TSIHRINTZIS, V. A. *Dewatering mechanisms in pilot-scale Sludge Drying Reed Beds: Effect of design and operational parameters*. Chemical Engineering Journal. v. 172. 2011.

STEFANAKIS, A. I.; TSIHRINTZIS, V. A. *Effect of outlet water level raising and effluent recirculation on removal efficiency of pilot-scale, horizontal subsurface flow constructed wetlands*. Desalination, 248, 2009.

STEFANAKIS, A. I.; TSIHRINTZIS, V. A. *Effect of various design and operation parameters on performance of pilotscale Sludge Drying Reed Beds*. Ecological Engineering 38, 2012.

STOTTMEISTER, U.; WIEBNER A.; KUSCHK, P.; KAPPELMEYER, U.; KÄSTNER, M.; BEDERSKI, O.; MÜLLER, R.A.; MOORMANN H. *Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment*. Biotechnology Advances, v. 22, 2003.

STRANDE, L.; RONTELTAP, M.; BRDJANOVIC, D. *Faecal Sludge Management. Systems Approach for Implementation and Operation*. IWA. p. 427. 2014.

STRAUSS, M.; MONTANGERO, A. *Capacity building for effective decentralised wastewater management. FS management – Review of practices, problems and initiatives*. EAWAG/SANDEC, 73p. 2002.

SUNTTI, C. *Desaguamento de lodo de tanque séptico em filtros plantados com macrófitas*. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina - Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental. 2010.

SUNTTI, C.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S. *Filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical aplicados na mineralização e desaguamento de lodo de tanque séptico*. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 16, 2011.

TACHINI, M.; BELLI FILHO, P.; PINHEIRO. *Avaliação de tratamento integrado de esgotos sanitários e de lodo de tanques sépticos em um Ralf- um estudo de caso*. Sanare. Revista Técnica da Sanepar, Curitiba, v. 24, n. 24, 2006.

TAM, N. F. Y.; WONG, A. H. Y.; WONG, M. H.; WONG, Y. S. *Mass balance of nitrogen in constructed mangrove wetlands receiving ammonium-rich wastewater: effects of tidal regime and carbon supply*. Ecol. Eng. 35, 2009.

TIETZ, A.; LANGERGRABER, G.; SLEYTR, K.; HABERL, R.; KIRSCHNER, A. *Characterisation of microbial biocoenosis in vertical subsurface flow constructed wetlands*. Science of the Total Environment, v. 380, 2007.

TILLEY, E.; ULRICH, L.; LÜTHI, C.; REYMOND, P.; ZURBRÜGG, C. *Compendium of Sanitation Systems and Technologies*. EAWAG. 2ed. 2014.

TORRENS, A.; MOLLE, P.; BOUTIN, C.; SALGOT, M. *Removal of bacterial and viral indicators in vertical flow constructed wetlands and intermittent sand filters*. Desalination, v. 246, 2009.

TROESCH, S.; LIENARD, A.; MOLLE, P.; MERLIN, G.; ESSER, D. *Treatment of septage in sludge drying reed beds: a case study on pilot-scale beds*. In: Proceedings of the 11th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Indore, India. 2008

TUNCSIPER, B. *Nitrogen removal in a combined vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetland system*. Desalination, 247, 2009.

UGGETTI, E., LLORENS, E., PEDESCOLL, A., FERRER, I., CASTELLNOU, R., GARCÍA, J. *Sludge dewatering and stabilization in drying reed beds: characterization of three fullscale systems in Catalonia, Spain*. Bioresource Technology 100, 2009.

UGGETTI, E.; FERRER, I.; LLORENS, E.; GARCIA, J. *Sludge treatment wetlands: A review on the state of the art*. Bioresource Technology, v. 101, n. 9, p. 2905-2912, 5// 2010.

UGGETTI, E.; FERRER, I.; MOLIST, J.; GARCÍA, J. *Technical, economic and environmental assessment of sludge treatment wetland*. Water research, v. 45, 2011.

USEPA, United States Environmental Protection Agency. *Primer for Municipal Wastewater Treatment Systems*. Washington, 2004.

VALLEJO, L. F. C.; ANDRADE, C. F.; MANJATE, E. S.; MADERA-PARRA, C. A.; VON SPERLING, M. *Performance of a system with full and pilot-scale vertical flow constructed wetland units treating septic tank sludge in Brazil*. In: IWA, 14th Conference on wetland systems for water pollution control. Shanghai, China. p.338. 2014.

- VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. *Tratamento anaeróbico de esgotos: Um manual para regiões de clima quente*. 1994.
- VINCENT, J.; MOLLE, P.; WISNIEWSKI, C.; LIÉNARD, A. *Sludge drying reed beds for septage treatment: Towards design and operation recommendations*. *Bioresource Technology*, 102, 2011.
- VON SPERLING, M. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos v.1*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia sanitária e Ambiental – UFMG. 452p. 2005.
- VON SPERLING, M. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Lodos ativados v.4*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia sanitária e Ambiental – UFMG. 428p. 2012.
- VON SPERLING, M. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Princípios básicos do tratamento de esgotos v.2*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia sanitária e Ambiental – UFMG. 211p. 1996.
- VYMAZAL, J. *Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment*. *Ecol. Eng.* 25, 2005.
- VYMAZAL, J.; KROPFELOVÁ, L. *Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow*. *Environmental Pollution*, 14. 2008.
- WARMAN, P. R.; TERMEER, W. C. *Evaluation of sewage sludge, septic waste and sludge compost applications to corn and forage: yields and N, P and K content of crops and soils*. *Bioresource Technology*, v. 96, 2005.