



VIVIANE DE FÁTIMA SILVA PESSOA

**USO DO FILTRO BIOLÓGICO AERADO
SUBMERSO (FBAS) NO TRATAMENTO DE
ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA**

LAVRAS – MG

2015

VIVIANE DE FÁTIMA SILVA PESSOA

**USO DO FILTRO BIOLÓGICO AERADO SUBMERSO (FBAS) NO
TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias e Inovações Ambientais, área de concentração em Gestão de Resíduos e Efluentes, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador

Dr. Cláudio Milton Montenegro Campos

LAVRAS – MG

2015

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Pessoa, Viviane de Fátima Silva.

Uso do filtro biológico aerado submerso (FBAS) no tratamento
de água residuária de suinocultura / Viviane de Fátima Silva Pessoa.
– Lavras : UFLA, 2015.

85 p. : il.

Dissertação (mestrado profissional)–Universidade Federal de
Lavras, 2015.

Orientador(a): Cláudio Milton Montenegro Campos.
Bibliografia.

1. Filtro biológico aerado submerso (FBAS). 2. Pós-tratamento.
3. Filtro anaeróbio (FA). 4. Decantador. I. Universidade Federal de
Lavras. II. Título.

VIVIANE DE FÁTIMA SILVA PESSOA

**USO DO FILTRO BIOLÓGICO AERADO SUBMERSO (FBAS) NO
TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias e Inovações Ambientais, área de concentração em Gestão de Resíduos e Efluentes, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 23 de janeiro de 2015.

Dr. Ronaldo Fia UFLA/DEG

Dr. Cláudio Milton Montenegro Campos UFLA/DEG

Dra. Luciana Aparecida de Souza Abreu UFLA/DAG

Dr. Cláudio Milton Montenegro Campos
Orientador

LAVRAS - MG

2015

*A meu esposo, Rodrigo. Aos meus filhos, Laís e João Rodolfo.
Aos meus pais, pelo apoio, incentivo,
compreensão e amor incondicional.*

Dedico!

AGRADECIMENTOS

Ao Professor e orientador, Dr. Cláudio Milton Montenegro Campos, pelo incentivo, apoio, confiança e amizade durante todo o período de trabalho em conjunto.

Aos colegas Alex, Wesley, Jonas e Priscila pela ajuda no desenvolvimento do projeto.

Aos professores e funcionários do Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras, pela amizade e colaboração nas análises e interpretações dos resultados.

À Coordenadora do Curso Profa. Adelir, pela paciência e dedicação.

A todos que de forma direta ou indiretamente, contribuíram para o desenvolvimento do presente trabalho.

Muito Obrigada!

RESUMO

A suinocultura representa um dos maiores segmentos de produção animal no Brasil e utiliza-se de técnica de confinamento para se alcançar maior rendimento. Entretanto, as águas residuárias advindas desta atividade causam graves problemas ambientais em função da quantidade de dejetos gerados. Portanto, este trabalho objetivou avaliar a eficiência de um filtro biológico aerado submerso (FBAS) no pós-tratamento de efluente de filtro anaeróbio de fluxo ascendente (FA) tratando águas residuárias de suinocultura. O experimento foi conduzido em casa de vegetação, instalada na área pertencente ao Departamento de Zootecnia (DZO), minimizando assim, influências climáticas externas. As análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Análise de Água no Departamento de Engenharia (LAADEG) da Universidade Federal de Lavras (UFLA). Coletou-se as amostras em três pontos diferentes, sendo que um ponto no efluente do FA, o segundo no efluente do FBAS, e o terceiro ponto no do decantador (TD). As análises físico-químicas realizadas foram: temperatura, pH, oxigênio dissolvido, alcalinidade, acidez total, NTK, DQO total, DBO₅, sólidos totais, fixos e voláteis. A temperatura média do FBAS foi de 22,4°C situada dentro da faixa necessária para que ocorra o processo de nitrificação. A concentração média de OD no efluente do FBAS foi de 3,70 mg L⁻¹, considerada satisfatória. O pH de 6,24 apresentou valores abaixo da faixa de pH considerada ideal para a atividade de bactérias nitrificadoras. Com relação a DQO e DBO₅, o FBAS praticamente manteve os mesmos valores do efluente do FA, sem exibir remoção significativa. O FBAS ainda apresentou valor negativo de eficiência de DBO₅, sugerindo que foram determinados mais sólidos no efluente do que no afluente da unidade durante a amostragem. Já com relação a eficiência na remoção de sólidos totais, fixos e voláteis dentre as unidades avaliadas, a que apresentou melhores resultados foi o FBAS, com eficiências na ordem de 9,74%, 15,65% e 2,27% para remoção de ST, STF e STV, respectivamente, apesar de ser considerado muito abaixo. O sistema de tratamento obteve boa eficiência na remoção de poluentes orgânicos, porém, para lançamento em corpos hídricos, ainda é necessário um tratamento complementar.

Palavras-chave: Filtro Biológico Aerado Submerso (FBAS). Pós-tratamento. Filtro Anaeróbio (FA). Decantador.

ABSTRACT

Pig farming represents one of the largest segments of livestock production in Brazil, and in order to achieve a greater yield, the **confinement** technique **is used**. However, the wastewater from pig farming presents serious environmental problem due to the amount of contaminated waste. Therefore, this work was performed in order to evaluate the efficiency of **an aerated submerged biological filter (ASBF)** in wastewater after treatment of anaerobic filter of ascending flow (FA), **treating wastewater from pig farming**. In order to avoid external influences, the experiment was conducted in a greenhouse located in the area of the Animal Science Department (ASD) in Federal University of Lavras (UFLA), Minas Gerais State. The analyses were performed in the Laboratory of Analysis of Water of Engineering Department (LAADEG) of the Federal University of Lavras (UFLA). The samples were collected at three different points, one point in the effluent of the AF, the second in the effluent of the FBAS, and the third in the decanter (TD). Physical-chemical analyses performed were: temperature, pH, dissolved oxygen, alkalinity, total acidity, NTK, COD, BOD₅, total, volatile and fixed solids. The average temperature of the FBAS was 22.4° C within the range necessary for the process of nitrification. The average concentration of OD in the effluent of the FBAS was 3.70 mg L⁻¹ considered satisfactory, the pH of 6.24 presented values below the pH range considered ideal for the activity of nitrifying bacteria. With regard to removing COD and BOD₅ from FA effluent, the FBAS virtually did not showed significant removal of both parameters. The FBAS yet presented negative value of BOD₅ efficiency, suggesting washout of solids in the effluent during sampling. Concerning the efficiency in removing total, volatile and fixed solids, the FBAS presented efficiencies in the order of 9.74, 15.65 and 2.27 for removal of ST, STF and STV, respectively, which is still considered far below the permissible. The treatments system obtained good efficiency in removing organic pollutants, however, for discharging the effluent in water bodies, is still required additional treatment.

Keywords-Swine: Aerated Submerged Biological Filter (ASBF). Post-treatment. Swine wastewater. Settling tank.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APHA	<i>American Public Health Association</i>
AT	Alcalinidade total
CHV	Carga hidráulica volumétrica
COB	Carga orgânica biológica
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
COV	Carga orgânica volumétrica
CV	Coefficiente de variação
DBO ₅	Demanda bioquímica de oxigênio
DP	Desvio padrão
DQO _{total}	Demanda química de oxigênio
DQO biom.	DQO usada para o crescimento da biomassa
DQO _{CH₄}	DQO usada no reator e convertida em Metano (CH ₄)
DZO	Departamento de zootecnia
EMBRAPA	Empresa Brasileira de pesquisa Agropecuária
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FA	Filtro Anaeróbio
FBAS	Filtro Biológico Aerado Submerso
Hab	Habitante
LADEG	Laboratório de Análise de Água e Efluentes do Departamento de Engenharia
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
OD	Oxigênio dissolvido
Q	Vazão
ST	Sólidos totais
STF	Sólidos totais fixos

STV	Sólidos totais voláteis
TC	Tanque de decantação
TDH	Tempo de detenção hidráulica
UASB	Up flow anaerobics ludge blanket
UFLA	Universidade Federal de Lavras
v	Velocidade

LISTA DE UNIDADES E CONSTANTES

%	Porcentagem
Atm	Atmosfera ($\text{kg}\cdot\text{cm}^{-2}$)
cm^3	Centímetro cúbico
d	Dia
g	Gravidade
h	Hora
$\text{J} (\text{kg m}^2 \text{s}^{-2})$	$1 \text{ J} = 0,2390 \text{ cal}$
K	$\text{K} = ^\circ\text{C} + 273,15$
kcal	quilo-caloria
kg	Quilograma
L	Litros
M	10^6
m^3	metro cúbico
Mg	Miligramma
Min	Minuto
ml	Mililitro
mm	$1 \times 10^{-3} \text{ m}$
$^\circ\text{C}$	grau Celsius

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Parâmetros avaliados para caracterização das amostras.	45
Tabela 2	Parâmetros analisados no monitoramento do sistema piloto de tratamento de efluentes da suinocultura.	51
Tabela 3	Valores médios, mínimos e máximos, além de desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) da temperatura do líquido, observados durante a operação do sistema de tratamento de efluentes.....	53
Tabela 4	Valor médio da concentração, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) de oxigênio dissolvido (OD) em meio líquido no FBAS.	56
Tabela 5	Valores médios, de desvio padrão (DP) e de coeficiente de variação (CV) do pH do líquido, observados durante a operação do sistema de tratamento de efluentes.....	57
Tabela 6	Valores médios, de desvio padrão (DP) e de coeficiente de variação (CV) da acidez do líquido, observados durante a operação do sistema de tratamento de efluentes nos períodos com diferentes vazões afluentes.....	60
Tabela 7	Valores médios, de desvio padrão (DP) e de coeficiente de variação (CV) da alcalinidade do líquido, observados durante a operação	

do sistema de tratamento de efluentes nos períodos com diferentes vazões afluentes.....63

Tabela 8 Valores médios, de desvio padrão (DP), de coeficiente de variação (CV) e eficiência na remoção de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), avaliados no decorrer da operação do sistema de tratamento de efluentes nos períodos com diferentes vazões afluentes.66

Tabela 9 Valores médios, desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV) e eficiência na remoção de DQOtotal, avaliados no decorrer da operação do sistema de tratamento de efluentes nos períodos com diferentes vazões afluentes.....69

Tabela 10 Valores médios, desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV) e eficiência na remoção de DBO5 avaliados no decorrer da operação do sistema de tratamento de efluentes nos períodos com diferentes vazões afluentes.....70

Tabela 11 Valores médios, desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV) e eficiência na remoção de Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Fixos (STF) e Sólidos Totais Voláteis (STV) para cada ponto de coleta do sistema de tratamento de efluentes da suinocultura....74

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Representação esquemática de um biofilme (SPERLING, 1996)	24
Figura 2	Desenho esquemático de aeração por difusores porosos e/ou por membrana de borracha (adaptado de SPERLING, 1996).	26
Figura 3	Sistema de tratamento montado na área do Departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Lavras – DZO/UFLA.	28
Figura 4	Desenho esquemático mostrando o fluxograma das diversas unidades envolvidas no tratamento.	30
Figura 5	Vista geral do sistema de tratamento mostrando da esquerda para direita: FA, FBAS e Tanque de decantação (TD) tipo Dortmund, e os respectivos pontos de amostragem.	30
Figura 6a	Caixa de areia com vertedor triangular (Thompson).	31
Figura 6b	Vista lateral do mesmo aparato mostrando a ligação entre a caixa de areia e peneira estatística por meio de tubulação aérea.	31
Figura 7	Detalhe da disposição dos dejetos na parte superior do LDS	33
Figura 8	Vista lateral do Tanque de Acidificação e Equalização (TAE).	34
Figura 9	Vista frontal da bomba utilizada para recalque do efluente da suinocultura.	35
Figura 10	das unidades de tratamento de efluentes utilizadas no experimento.	36

Figura 11 Gráficos do comportamento da temperatura do afluente do FBAS	
(a); do efluente do FBAS (b); e do TD (c).	55
Figura 12 Gráficos da variação de pH do efluente do FA (a); do FBAS (b); e	
do TD (c).....	59
Figura 13 Gráficos do comportamento da Acidez total do efluente do FA	
(a); do FBAS (b); e do TD (c).....	62
Figura 14 Gráficos do comportamento da alcalinidade do efluente do FA	
(a); do FBAS (b); e do TD (c).....	65
Figura 15 Gráficos da variação da concentração de Nitrogênio Total	
Kjeldahl (NTK) do efluente do FA (a); do FBAS (b); e do TD (c)	
.....	72
Figura 16 Gráficos do comportamento da DQOtotal do efluente do FA (a);	
do FBAS (b); e do TD (c).	72
Figura 17 Gráficos da variação da DBO5 do efluente do FA (a); do FBAS	
(b); e do TD (c).....	73
Figura 18 Gráficos da variação de Sólidos Totais (ST) do efluente do FA	
(a); do FBAS (b); e do TD (c).....	77
Figura 19 Gráficos da variação de Sólidos Totais Fixos (STF) do efluente do	
FA (a); do FBAS (b); e do TD (c).....	78
Figura 20 Gráficos da variação de Sólidos Totais Voláteis (STV) do efluente	
do FA (a); do FBAS (b); e do TD (c).....	79

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	17
2	OBJETIVO	19
3	REFERENCIAL TEÓRICO	20
3.1	A Suinocultura	20
3.2	Águas residuárias da suinocultura	20
3.3	Sistemas de tratamento de águas residuárias de suinocultura	21
3.4	Filtros biológicos aerados submersos (FBAS)	24
3.5	Tanque de decantação (TD)	27
4	MATERIAL E MÉTODOS	28
4.1	Localização do experimento	28
4.2	Caracterização da água residuária	29
4.3	Configuração da instalação experimental	29
4.3.1	Tratamento preliminar	31
4.3.1.1	Caixa de areia (CA)	31
4.3.1.2	Peneira estática (PE) e leito de drenagem e secagem (LDS)	32
4.3.2	Tanque de acidificação e equalização (TAE)	33
4.3.3	Sistema de bombeamento para a primeira unidade de tratamento	34 35
4.3.4.1	Filtro anaeróbio de fluxo ascendente (FA)	36
4.3.4.2	Filtro biológico aerado submerso (FBAS)	37
4.3.4.3	Tanque de decantação (TD)	38
4.3.5	Material suporte para imobilização de biomassa utilizado nos filtros (FA) e (FBAS) biológicos	38
4.3.6	Período de funcionamento e inoculação	39
4.4	Acompanhamento do sistema de tratamento de efluentes	39
4.4.1	Parâmetros básicos de projeto	39
4.4.2	Amostragem	41

4.4.3	Metodologia das análises	45
4.4.3.1	Temperatura	45
4.4.3.2	pH.....	46
4.4.3.3	Alcalinidade	46
4.4.3.4	Demanda química de oxigênio (DQO) total e filtrada	46
4.4.3.5	Demanda bioquímica de oxigênio (DBO).....	47
4.4.3.6	Nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total (P).....	47
4.4.3.7	Sólidos totais, fixos e voláteis dos efluentes e perfil do lodo.....	48
4.4.3.8	Sólidos em suspensão (SS)	48
4.4.3.9	Sólidos dissolvidos (SD)	49
5	RESULTADOS	50
5.1	Partida do sistema (start-up) e acompanhamento	50
5.2	Avaliação do sistema de tratamento de efluentes no estado estacionário (steady-state).....	50
5.2.1	Temperatura	52
5.2.2	Oxigênio dissolvido (OD) no FBAS	56
5.2.3	Avaliação de pH, acidez e alcalinidade	56
5.2.4	Avaliação de nitrogênio	66
5.2.5	Avaliação da demanda química de oxigênio (DQO _{total}), demanda bioquímica de oxigênio (DBO ₅) e a relação entre as duas	69
5.2.6	Avaliação de Sólidos no Sistema.....	74
6	CONCLUSÃO	79
	REFERÊNCIAS.....	81

1 INTRODUÇÃO

A suinocultura representa um dos maiores segmentos de produção animal no Brasil, e seu crescimento foi impulsionado pela demanda de carne suína no mundo. Na busca de maiores rendimentos, o sistema de confinamento, vem se mostrando uma ótima opção, que se caracteriza pela produção de carne em áreas reduzidas com elevado número de animais. Entretanto, a suinocultura concentra altos índices de dejetos animais, possuidores de alta carga poluidora para o solo, o ar e a água, por isso, nos últimos 15 anos, muitos estudos têm sido conduzidos buscando-se o desenvolvimento de tecnologias que viabilizem a utilização desses dejetos, minimizando seu impacto sobre o ambiente (MATOS et al., 1997).

A suinocultura no Brasil vem se destacando no cenário do comércio internacional pela sua elevada qualidade técnica e produtividade, porém, com este alto desenvolvimento, também cresceram os problemas decorrentes da disposição dos dejetos (ISHIZUKA, 2003).

Assim, as águas residuárias de suinocultura apresentam altas concentrações de sólidos suspensos orgânicos, provocando impactos ambientais acentuados em várias regiões do Brasil, bem como em outros países. Uma das maneiras de tratar águas residuárias geradas em suinoculturas é a utilização do reator anaeróbio de manta de lodo (UASB), que pode ser construído e operado de forma a minimizar os custos do tratamento com baixa produção de sólidos. Esse tipo de reator, como as demais unidades anaeróbias, produz como subproduto, o biogás, que pode ser utilizado como fonte de energia alternativa em motores de combustão interna. Já o lodo anaeróbio excedente utiliza-se como fertilizante, e o líquido que sai do reator (efluente) pode ser aplicado no solo para fertirrigação de culturas agrícolas (CAMPOS et al., 2006).

Apesar das suas grandes vantagens, os reatores anaeróbios dificilmente produzem efluentes que atendam aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental. Portanto, torna-se de grande importância, o pós-tratamento dos efluentes dos reatores anaeróbios, como uma forma de adequar o efluente tratado aos requisitos da legislação ambiental e propiciar a proteção dos corpos d'água, receptores dos lançamentos dos esgotos (CARMO et al., 2004).

Neste contexto, realizou-se o presente trabalho, objetivando avaliar a eficiência de filtro biológico aerado submerso (FBAS), no pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura, provenientes de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente (FA), bem como, verificar um tanque de decantação (TC), na redução de poluentes.

2 OBJETIVO

O presente trabalho foi realizado com o objetivo de avaliar a eficiência de filtro biológico aerado submerso (FBAS), empregado no pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura provenientes de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente (FA), e ainda verificar o desempenho de um tanque de decantação (TD), na redução final de poluentes.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 A Suinocultura

A carne suína é considerada a fonte de proteína animal mais importante no mundo. Em 2010, a produção estava em torno de 100 milhões de toneladas, das quais, aproximadamente metade, é produzida na China e o restante na União Europeia (UE) e nos Estados Unidos (EUA). Já o Brasil se destaca também como o quarto maior produtor e exportador, com 3% da produção, 11% das exportações e crescente inserção internacional (ABIPECS, 2010).

Atualmente, o Brasil já se tornou o terceiro maior produtor e o quarto maior exportador de carne suína. O mercado interno permanece em processo de fortalecimento. O consumo per capita está acima de 15,0 Kg/ano, e mesmo os consumidores preferindo os produtos industrializados, os cortes *in natura* têm potencial para crescer (ABIPECS, 2013).

A produção de resíduos na suinocultura, de acordo com Matos (2005), varia de acordo com o estágio de desenvolvimento do animal, tipo e quantidade de ração fornecida, condições climáticas, formas de manejo, dentre outros fatores. Um suíno na faixa de 15 a 100 kg de peso vivo produz diariamente, o equivalente a 5-9% de sua massa corporal em termos de fezes mais urina, o que corresponde em média a 5,8 kg d⁻¹.

3.2 Águas residuárias da suinocultura

Águas residuárias provenientes da suinocultura são compostas basicamente por fezes, urina, restos de ração e água, tendo a sua concentração variada de acordo com a quantidade de água desperdiçada em bebedouros e para lavagem das baias. Os dejetos de suínos são resíduos altamente poluidores, que

prejudicam o meio ambiente, em especial, a qualidade da água e o desenvolvimento de peixes e outros organismos aquáticos. Os dejetos de suínos são altamente poluidores no Brasil e na Europa, por isso representam um grande problema ambiental, pois são 100 vezes mais poluentes que o esgoto urbano (DOURMAD, et al., 1999; VAN DER PEET-SCHWERING et al., 1999).

As águas residuárias de suinocultura (ARS) são ricas em nutrientes (N e P). O nitrogênio, um elemento indispensável para o crescimento de vegetais e dos organismos em geral, é utilizado para síntese de aminoácidos. Em elevadas concentrações e associado ao fosfato em ambientes aquáticos conduz a um crescimento exagerado de alguns organismos, como algas e plantas, caracterizando, ou seja, a consequência o processo de eutrofização (consequência crescimento das plantas). Os processos bioquímicos de oxidação do íon amônio a nitrito e deste a nitrato implicam em consumo de oxigênio dissolvido do meio, o que pode afetar a vida aquática, especialmente quando a oxigenação do meio líquido é menor que o consumo exercido por esses processos (SPERLING, 2005).

3.3 Sistemas de tratamento de águas residuárias de suinocultura

As águas residuárias da suinocultura quando tratadas em reatores anaeróbios sofrem boa redução de poluentes. Os sistemas anaeróbios possibilitam a produção de energia a partir do biogás, demandam pequenas áreas, são de simples construção, o efluente tratado pode ser utilizado em fertirrigação e o lodo excedente pode ser empregado em compostagem do solo. Contudo, para cargas elevadas estes sistemas apresentam o inconveniente de exigirem elevados tempos de detenção hidráulica (TDH). Esse TDH elevado é necessário para permitir o crescimento dos micro-organismos decompositores envolvidos no processo. (CHERNICHARO, 2007).

O filtro anaeróbio de fluxo ascendente (FA) pode ser empregado no tratamento de águas residuárias de natureza simples ou complexa, de alta ou baixa concentração, com elevada quantidade de sólidos solúveis ou particulados.

Os reatores biológicos anaeróbios, devido às significativas vantagens técnicas e econômicas que podem ser alcançadas, são indicados para tratamento de efluentes industriais com alto teor de matéria orgânica. Porém, Prado e Campos (2008), relatam que o tratamento anaeróbio tem uma elevada eficiência para a remoção de material orgânico solúvel, mas não é adequado para remoção de nutrientes.

Uma alternativa bastante promissora, foco de várias pesquisas recentes é a de lodos ativados como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. O sistema de lodos ativados é capaz de converter a amônia em nitrato (nitrificação), sem alterações no processo. Neste caso, há remoção de amônia, mas não do nitrogênio. A remoção biológica de nitrogênio é alcançada em condições de ausência de oxigênio, denominadas anóxicas, mas na presença de nitratos. Nestas condições, um grupo de bactérias (*nitrossomonas*) utiliza a amônia (íon amônio(todo o texto mudar)) convertendo-a em nitrato no seu processo respiratório, e um segundo grupo (*nitrobacter*) converte o nitrato em nitrito (inverter nitrito primeiro antes de amônia), e por meio do processo óxido-anóxico (desnitrificação), a nitrogênio gasoso, que escapa para a atmosfera. Para alcançar a desnitrificação no sistema de lodos ativados, são necessárias algumas modificações e ajustamento no processo. Já para a remoção biológica do fósforo torna-se essencial a existência de zonas anaeróbias e zonas aeróbias na linha tratamento (SPERLING, 1997).

O emprego do biofilme aderido a um meio suporte traz grandes vantagens. Segundo Nicolella et al, (2000), o biofilme aderido ao meio suporte promove uma alta velocidade de sedimentação da biomassa, reduzindo as estruturas de separação e clarificação; o meio fluidizado aumenta a área

superficial para a transferência de massa, resultando em uma alta capacidade de conversão da matéria orgânica.

O esgoto é depurado ao percolar por entre os interstícios do meio suporte, que normalmente ocupa de 50% a 70% de profundidade do filtro (ÁVILA, 2005). Quanto a natureza do material suporte, deve-se preferir aqueles de preço reduzido, fácil aquisição, biologicamente inertes, além de resistentes e de elevada área específica. Entretanto, torna-se característica relevante deste material, a capacidade de acumular lodo ativo nos interstícios, e assim ampliar o contato entre os constituintes do afluente e com os micro-organismos contidos no reator. O meio suporte ou empacotamento deverá operar como um obstáculo físico, impedindo que os sólidos sejam carregados para fora do sistema de tratamento e ainda auxiliar a uniformidade do escoamento no reator evitando zonas mortas (ANDRADE NETO; HAANDEL; MELO, 2000; ÁVILA, 2005).

A escolha do material suporte influencia o desempenho dos biofiltros, pois, de acordo com Sperling (1996), conforme a Figura 1, a aderência acontece predominantemente por interações célula-célula, pelos polímeros produzidos pelas bactérias na superfície e pela composição do material. Deve-se optar, então, por materiais biológica e quimicamente inertes, estruturalmente resistentes, leves e baratos (GONÇALVES et al., 2001).

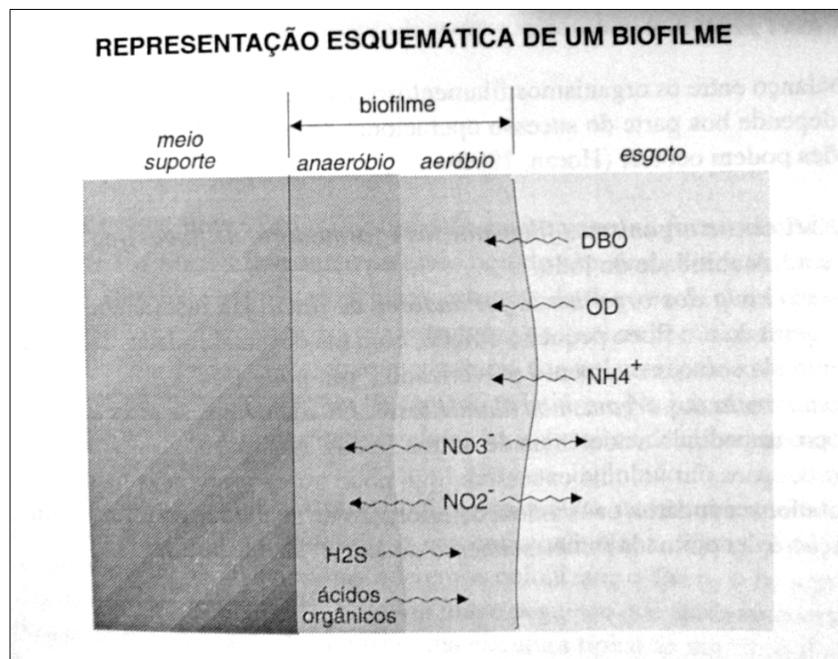


Figura 1 Representação esquemática de um biofilme (SPERLING, 1996).

Neste contexto, a quantificação das limitações à transferência de massa assume importância significativa para que se possa projetar reatores que apresentem melhor desempenho.

3.4 Filtros biológicos aerados submersos (FBAS)

O filtro biológico aerado submerso tem sido empregado por mais de 50 anos. Pedra, coque, ripas de madeiras e material cerâmico são alguns dos materiais suportes, utilizados no passado. O ar comprimido era introduzido por meio de tubos perfurados sob o meio de contato. Com o desenvolvimento dos difusores de ar e material de contato feito de plástico, os filtros continuaram atraindo o interesse dos pesquisadores. Assim, os filtros submersos parecem ser

uma boa alternativa em relação a outros processos de tratamento. Os microorganismos crescem no meio suporte, e ainda no meio intersticial eliminando a necessidade da recirculação de lodo, e os distúrbios resultantes do bulking do lodo. Nos filtros aerados as bolhas de ar podem, por meio de esforços de cisalhamento, erodir o biofilme e prevenir a colmatação do meio filtrante. A turbulência também assegura um bom contato entre o substrato e os microorganismos (RUSTEN, 1984).

Os FBAS podem operar com fluxo ascendente ou descendente, e como necessitam de aeração, esta é feita artificialmente. Existem duas formas principais de se introduzir oxigênio: por meio de difusores de ar alimentados por sopradores e por meio de turbilhonamento do líquido causado por aeração mecânica (GONÇALVES et al., 2001; SPERLING, 1996).

Segundo Sperling (2012), o difusor deve ser colocado no fundo do tanque para que o ar percorra todo o líquido e o oxigênio seja transferido ao meio líquido nesse trajeto. Esse método apresenta eficiência de transporte de oxigênio de 10 a 30%. Os difusores fabricados em plástico possuem a vantagem de ser mais baratos e de menor peso que os de cerâmica. A membrana é importante no processo de difusão, pois, quando o ar passa, infla a mesma abrindo os orifícios, e quando o sistema está desligado, fecha-se, dificultando a colmatação (SPERLING, 2012).

A Figura 2 apresenta um esquema do funcionamento dos difusores porosos. O processo aeróbio é necessário para completar a remoção da matéria orgânica, e proporcionar a remoção de constituintes pouco afetados durante o tratamento anaeróbio como nutrientes e patógenos (CHERNICHARO, 1997). A presença de nitrogênio nas águas residuais é indesejável por diversas razões. A amônia livre é tóxica para peixes e outros organismos aquáticos, além de favorecer o processo de eutrofização, representa um sério problema de saúde pública e animal quando é convertida a nitrato (SARAIVA, 2000). Segundo

Sperlling (2012) os tanques de decantação secundários exercem papel importante no processo de polimento e clarificação do efluente final de estações de tratamento, sendo geralmente, a última unidade do sistema, e são responsáveis pela separação, adensamento e armazenamento dos sólidos em suspensão, complementando o processo de remoção de sólidos que já ocorre nos FBAS.

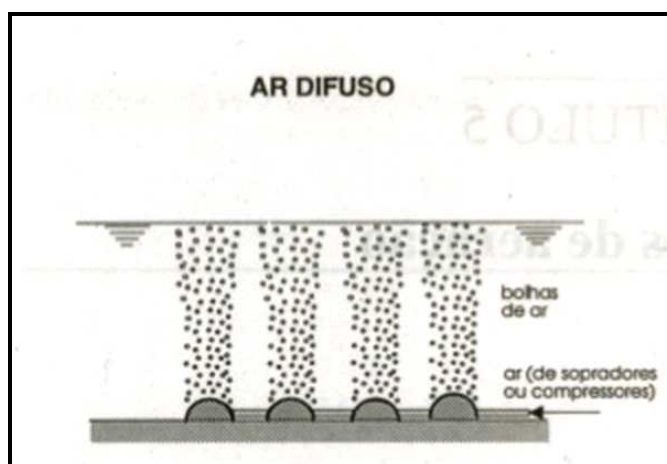


Figura 2 Desenho esquemático de aeração por difusores porosos e/ou por membrana de borracha (adaptado de SPERLING, 1996).

O processo aeróbio é necessário para completar a remoção da matéria orgânica, e proporcionar a remoção de constituintes pouco afetados durante o tratamento anaeróbio como nutrientes e patógenos (CHERNICHARO, 1997).

A presença de nitrogênio nas águas residuais é indesejável por diversas razões. No caso da amônia livre, esta é tóxica para peixes e outros organismos aquáticos, e além de estar envolvida no processo de eutrofização, representa um sério problema de saúde pública e animal quando é convertido no nitrato (SARAIVA, 2000).

3.5 Tanque de decantação (TD)

Segundo Sperling (2012) os tanques de decantação secundários exercem papel importante no processo de polimento e clarificação do efluente final de estações de tratamento, sendo geralmente, a última unidade do sistema, e são responsáveis pela separação, adensamento e armazenamento dos sólidos em suspensão, complementando o processo de remoção de sólidos que já ocorre nos FBAS.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Localização do experimento

A pesquisa foi realizada na cidade de Lavras, Estado de Minas Gerais, com coordenadas geográficas de 21°14' de latitude S e 45°00' de longitude W e altitude de 920 metros; o clima da cidade é temperado, verões quentes e úmidos e invernos frios e secos. O sistema de tratamento foi instalado na área do Departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Lavras – DZO/UFLA, (Figura 3).



Figura 3 Sistema de tratamento montado na área do Departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Lavras – DZO/UFLA.

4.2 Caracterização da água residuária

O efluente originado da granja de suínos era composto essencialmente de fezes, urina, restos de ração e cama (serragem), provenientes de animais em fase de gestação e maternidade. A água residuária apresentou alta diluição, pois, a limpeza das baias foi realizada nas primeiras horas do dia, utilizando-se de jatos d'água de alta pressão e com elevada vazão.

4.3 Configuração da instalação experimental

A pesquisa foi desenvolvida em um sistema composto de duas unidades de tratamento secundário: filtro anaeróbio de fluxo ascendente (FA) e polimento com filtro biológico aerado submerso (FBAS). Para minimizar a quantidade de sólidos em suspensão no efluente final, foi instalado um tanque de decantação (TD) tipo Dortmund.

Na Figura 4 pode-se observar o fluxograma do efluente desde a saída da granja até o sistema piloto de tratamento. Primeiramente, a água residuária proveniente da granja era conduzida por meio de tubulação de 200 mm, passando por uma caixa de areia (CA) com medidor de vazão triangular tipo Thompson, onde era retido os sólidos discretos, mais abrasivos, tipo areia. A CA foi dimensionada com base na Lei de Stocks para retenção de partículas de 0,2 mm. À jusante da caixa de areia o efluente passava por uma unidade de peneiramento, denominada Peneira Estática (PE) para separação dos sólidos. Após passar pela PE, a água residuária era conduzida para o tanque de acidificação e equalização (TAE), para ser então conduzida por meio de recalque, para as unidades de tratamento. Na Figura 5 estão esquematizados mostra as unidades de tratamento e os respectivos pontos em que se deram as amostragens para análises físico-químicas dos efluentes correspondentes a cada

unidade. Todas as análises foram realizadas no Laboratório de Análise de Água do Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras – LAADEG/UFLA.

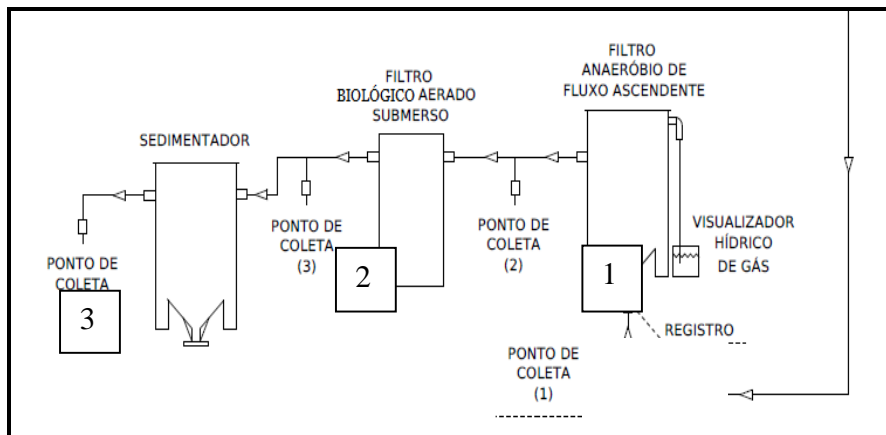


Figura 4 Desenho esquemático mostrando o fluxograma das diversas unidades envolvidas no tratamento.



Figura 5 Vista geral do sistema de tratamento mostrando da esquerda para direita: FA, FBAS e Tanque de decantação (TD) tipo Dortmund, e os respectivos pontos de amostragem.

4.3.1 Tratamento preliminar

O tratamento preliminar era composto por uma caixa de areia (CA) para remoção de sólidos grosseiros, especialmente areia, um medidor de vazão triangular do tipo Thompson e uma peneira estática (PE), unidades estas já explicadas anteriormente.

4.3.1.1 Caixa de areia (CA)

A CA foi construída com 2,20 m de comprimento e 0,53 m de largura. Já o medidor de vazão, feito em ardósia, com abertura triangular de 19,5 cm de base por 9,5 cm de altura e ângulo de 90°. A água residuária após passar pela caixa de areia era levada diretamente para a peneira estática por uma tubulação de 100 mm, conforme Figuras 6a e 6b.



Figura 6a Caixa de areia com vertedor triangular (Thompson)



Figura 6b Vista lateral do mesmo aparato mostrando a ligação entre a caixa de areia e peneira estática por meio de tubulação aérea

4.3.1.2 Peneira estática (PE) e leito de drenagem e secagem (LDS)

De forma a reter os sólidos mais grosseiros, utilizou-se uma peneira estática (PE), por onde o efluente líquido passava por uma malha metálica, e o líquido adentrado era conduzido para o Tanque de Acidificação e Equalização (TAE), enquanto os sólidos retidos na parte superior da malha inox eram removidos e drenados no leito de drenagem e secagem (LDS).

A malha metálica da PE era constituída de aço inox de perfil curvo, com hastes transversais em formato trapezoidal, com dimensões de 0,4 mm na parte superior de 0,5 mm na parte inferior. O comprimento linear da malha. era de 1180 mm. O funcionamento da PE se dava de forma gravitacional, o afluente entrava pela parte superior e, após passar pela malha de aço de perfil curvo, a parte líquida fluía para o reservatório localizado em sua base, os sólidos mais grosseiros ficavam retidos na malha de aço, caindo diretamente no leito de drenagem e secagem (LDS) onde a separação de fases ocorria de forma mais

efetiva. A caixa suporte da peneira era feita em PVC, com chapa de 8 mm e possuía altura de 240 mm.

O leito de drenagem e secagem (LDS) localizado logo abaixo da PE, foi construído com pedra de mão, brita 1, brita 0, areia e tijolos, cuja função era coletar os sólidos retidos na PE, e por percolação, drenar a parte líquida. Além disso, permitia com que os sólidos mais grosseiros fossem coletados com facilidade, pois, após drenados ficavam secos em sua superfície.

A disposição dos dejetos na parte superior do leito de drenagem e secagem (LDS). A água residuária, após passar pela caixa de armazenamento da PE era conduzida diretamente ao TAE por meio de uma tubulação de 75 mm, como mostrado à direita da Figura 7.



Figura 7 Detalhe da disposição dos dejetos na parte superior do LDS

4.3.2 Tanque de acidificação e equalização (TAE)

A água residuária, após passar pela caixa de armazenamento da PE, era conduzida diretamente ao TAE através de uma tubulação de 75mm, por um encanamento mostrado à direita da Figura 8.

Neste tanque de volume útil de 8000 L, se dava a primeira fase de tratamento, correspondente à hidrolisação e à acidificação do efluente do

armazenamento. Este líquido, então, era conduzido para uma caixa de armazenamento por meio de recalque utilizando uma bomba da marca Anauger, com potência de 372,9 w, $Q_{\min.} = 0,55 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, $Q_{\max.} = 1,97 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ e $h = 637,7 \text{ kPa}$.



Figura 8 Vista lateral do Tanque de Acidificação e Equalização (TAE).

4.3.3 Sistema de bombeamento para a primeira unidade de tratamento

Para o recalque da caixa de armazenamento (Filtro Anaeróbio), utilizou-se de uma bomba da marca Pro-Minent Concept Plus, 230 V, modelo CNPa 1601PPE200 A01, vazão máxima de $1,0 \text{ L h}^{-1}$, com contrapressão máxima de 16,0 bar, com automação e regulagem da vazão manuais (Figura 9).



Figura 9 Vista frontal da bomba utilizada para recalque do efluente da suinocultura.

4.3.4 Unidades de tratamento de efluentes

A Figura 10 ilustra a disposição física dos reatores, a qual se constitui da esquerda para direita, 1 Filtro anaeróbico de fluxo ascendente (FA); em seguida de 1 filtro biológico aerado submerso (FBAS) e finalmente o tanque de sedimentação (TD) tipo Dortmund.



Figura 10 das unidades de tratamento de efluentes utilizadas no experimento.

4.3.4.1 Filtro anaeróbio de fluxo ascendente (FA)

O FA utilizado neste experimento foi construído em fibra de vidro em formato cilíndrico, com base no formato de cone para auxiliar na distribuição do afluente e facilitar a concentração dos sólidos mais densos. O volume útil desta unidade foi de 88,7 L, descontados os 4,8 L do meio suporte.

O FA possuía diferentes partes: (1) saída do biogás, que ia de encontro ao visualizador hídrico; (2) alimentação por mangueira flexível conectada diretamente ao sistema de bombeamento; e (3) saída do efluente do FA, conectada por mangueira flexível para o FBAS para passagem do efluente para o polimento.

O reator FA, como já dito, apresentava fundo cônico, entre o cone e o cilindro havia um fundo falso com furos circulares objetivando conter o meio

suporte e ao mesmo tempo permitir uma boa distribuição do fluxo ascendente evitando zonas mortas e, conseqüentemente, curtos-circuitos hidráulicos.

4.3.4.2 Filtro biológico aerado submerso (FBAS)

O FBAS foi fabricado em fibra de vidro com formato cilíndrico, com volume útil de 155,4 L, se descontados os 4,8 L do meio suporte.

O reator FBAS apresentava tubulações para diferentes finalidades: (1) alimentação, a qual era feita de maneira ascendente; (2) alimentação de ar comprimido para o funcionamento do sistema de oxigenação; (3) saída do efluente; (4) registros inferiores designados para coleta do lodo produzido.

O sistema de aeração instalado no FBAS era composto de um compressor operacionalizado por um temporizador objetivando operação intermitente. O ar gerado no compressor era conectado por tubulação para a distribuição e transporte de ar para o difusor de membrana submerso.

O temporizador eletrônico da marca Elcon, modelo TM-22, bivolt, 60 Hz, com corrente máxima de 10 A e carga máxima de 2200 W, foi acoplado ao compressor, e por meio de um circuito eletrônico, controlava os períodos de aeração, possibilitando a programação do intervalo e duração do tempo de aeração intermitente. Assim, o aparelho foi programado para que conservasse o compressor de ar ligado por 15 minutos e desligado por 15 minutos, objetivando, além de minimizar gasto energético, provocar o processo óxido-anóxico, capaz de remover parte do nitrato a nitrogênio gás.

O ar era injetado por meio de um Diafragma para ar diretor, da marca Chiaperini, da linha Hobby, com motor monofásico, bivolt, pressão de ar 2,3 pés³/min, com potência de 1/3 CV.

O difusor utilizado no experimento erado é tipo membrana de látex flexível, perfurada a laser formando micro poros, sendo auto-limpante, da marca Tigre, colocado no fundo do reator.

O FBAS apresentava várias tubulações interiores, (1) afluyente, alimentação realizada de forma ascendente; (2) saída do efluente; (3) tubulação de ar comprimido, e (4) difusor de membrana localizado no fundo do tanque, e (5) tubulação para descarte do lodo excedente.

4.3.4.3 Tanque de decantação (TD)

O tanque de decantação (TD) empregado foi do tipo Dortmund e possuía volume útil de 93,5 L. (1) alimentação afluyente e (2) saída do efluente clarificado era disposto no solo.

A configuração do Tanque de Decantação, do tipo Dortmund, permite com que as partículas decantem de maneira tacional e constituam um lodo mais espesso ao fundo do tanque.

TD apresentava alimentação pela parte superior, efluente também saindo pela parte superior. O efluente final era disposto no solo.

4.3.5 Material suporte para imobilização de biomassa utilizado nos filtros (FA) e (FBAS) biológicos

O meio suporte para desenvolvimento do biofilme empregado, tanto no FA como no FBAS, era constituído de anéis plásticos de Pall com as seguintes dimensões: 50 mm de altura x 50 mm de diâmetro; porcentagem de vazios: 94%; e área superficial: $118,1 \text{ mm}^2 \text{ mm}^{-3}$.

Os anéis foram ensacados, de 10 em 10, em redes de polietileno. Para preencher o interior de cada um dos reatores, 30 pacotes com redes foram utilizados.

4.3.6 Período de funcionamento e inoculação

O período de operação do sistema de tratamento compreendeu de 6 de fevereiro de 2014 até 27 de junho do mesmo ano, totalizando um período de 142 dias consecutivos.

Para a partida (start-up) do FA foi realizada com inóculo utilizando proveniente lodo granulado de um reator UASB da estação piloto instalada no campus da UFLA, a qual também tratava efluente com dejetos da granja de suínos do Departamento de Zootecnia da UFLA (DZO).

Os dados referentes ao lodo empregado (volume, concentração de sólidos voláteis totais e a carga orgânica biológica – COB).

4.4 Acompanhamento do sistema de tratamento de efluentes

4.4.1 Parâmetros básicos de projeto

Os parâmetros operacionais básicos aplicados às unidades do sistema de tratamento foram determinados de acordo com seguintes equações:

1. Vazão

$$Q = \frac{V}{t} \quad (3)$$

onde:

Q = vazão ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$)

V = volume (m^3)

t = tempo (h)

2. Tempo de Detenção Hidráulica (TDH)

$$\mathbf{TDH = \frac{V}{Q}} \quad (4)$$

onde:

TDH = tempo de detenção hidráulica (h^{-1})

V = volume (m^3)

Q = vazão ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$)

3. Carga

$$\mathbf{L_0 = Q \times C} \quad (5)$$

onde:

Lo = carga (kg d^{-1})

Q = vazão ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$)

C = concentração de DBO ou DQO do afluente (kg m^{-3})

4. Carga Orgânica Volumétrica (COV)

$$\mathbf{CO_v = \frac{Q \times C}{V}} \quad (6)$$

onde:

COV = carga orgânica volumétrica ($\text{kg m}^{-3} \text{d}^{-1}$);

Q = vazão do afluente ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$);

C = concentração de DQO ou DBO_5 do afluente (kg m^{-3});

V = volume útil do reator (m^3)

5. Carga Orgânica Biológica (COB)

$$\mathbf{COB = \frac{Q \times C}{XVT}} \quad (7)$$

onde:

COB = carga orgânica biológica (kg DQO d⁻¹ ou kg DBO d⁻¹);

Q = vazão do afluente (m³ h⁻¹);

C = concentração de DQO ou DBO₅ do afluente (kg m⁻³);

X_{VT} = biomassa presente no reator (kg);

$$X_{VT} = C_{STV} \cdot V_C \quad (8)$$

onde:

C_{STV} = Concentração média de sólidos totais voláteis – STV (kg m⁻³);

V_C = volume do compartimento do reator (m³).

6. Carga Hidráulica Volumétrica

$$CHV = \frac{Q}{V} \quad (9)$$

onde:

CHV = carga hidráulica volumétrica (m³ m⁻³ d⁻¹)

Q = vazão (m³ d⁻¹)

V = volume (m³)

4.4.2 Amostragem

Como já exposto anteriormente a operação de amostragens foi feita em três pontos de coleta, como já exposto anteriormente. O primeiro ponto era

localizado no efluente do FA e afluente do FBAS; o segundo, no efluente do FBAS e afluente do TD; e finalmente, o terceiro ponto de coleta, se dava efluente final do TD.

1. Vazão

$$Q = \frac{V}{t}$$

(3)

onde:

Q = vazão ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$)

V = volume (m^3)

t = tempo (h)

2. Tempo de Detenção Hidráulica (TDH)

$$\text{TDH} = \frac{V}{Q}$$

(4)

onde:

TDH = tempo de detenção hidráulica (h^{-1})

V = volume (m^3)

Q = vazão ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$)

3. Carga

$$L_0 = Q \times C$$

(5)

onde:

Lo = carga (kg d^{-1})

$Q = \text{vazão (m}^3 \text{ h}^{-1}\text{)}$

$C = \text{concentração de DBO ou DQO do afluente (kg m}^{-3}\text{)}$

Carga Orgânica Volumétrica (COV)

$$COV = \frac{Q \times C}{V}$$

(6)

onde:

$COV = \text{carga orgânica volumétrica (kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}\text{)}$;

$Q = \text{vazão do afluente (m}^3 \text{ d}^{-1}\text{)}$;

$C = \text{concentração de DQO ou DBO}_5 \text{ do afluente (kgm}^{-3}\text{)}$;

$V = \text{volume útil do reator (m}^3\text{)}$

4. Carga Orgânica Biológica (COB)

$$COB = \frac{Q \times C}{X_{VT}}$$

(7)

onde:

$COB = \text{carga orgânica biológica (kg DQO d}^{-1} \text{ ou kg DBO d}^{-1}\text{)}$;

$Q = \text{vazão do afluente (m}^3 \text{ h}^{-1}\text{)}$;

$C = \text{concentração de DQO ou DBO}_5 \text{ do afluente (kgm}^{-3}\text{)}$;

$X_{VT} = \text{biomassa presente no reator (kg)}$;

$$X_{VT} = C_{STV} \cdot Vc$$

(8)

onde:

C_{STV} = Concentração média de sólidos totais voláteis – STV (kgm^{-3});

V_C = volume do compartimento do reator (m^3).

5. Carga Hidráulica Volumétrica

$$CHV = \frac{Q}{V}$$

(9)

onde:

CHV = carga hidráulica volumétrica ($\text{m}^3 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$)

Q = vazão ($\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$)

V = volume (m^3)

O experimento foi realizado em duas fases. A fase 1 se deu no período de 55 dias, TDH de 94,7 h e COV de 0,41 $\text{Kgm}^{-3}\text{d}^{-1}$ de DQO, já a fase 2 ocorreu no período de 87 dias, TDH 63,1 h e COV de 0,34 $\text{Kgm}^{-3}\text{d}^{-1}$ de DQO.

As amostragens do afluente e efluente foram coletadas na fase 1 do experimento de forma pontual nas primeiras horas da manhã. Já na fase 2 a coleta aconteceu de forma composta, quando se tomou o cuidado de se recolher da forma mais homogênea possível, para que houvesse uma representatividade real. O efluente foi coletado em frascos no período de 08h30min as 13h30min, com intervalos de 2 em 2 horas. A alimentação do sistema foi realizada por fluxo contínuo, recargas eram introduzidas no TAE, onde já havia material de recargas anteriores a fim de se garantir uma real representatividade do afluente.

4.4.3 Metodologia das análises

As amostras (Tabela 1) foram processadas no Laboratório de Análise de Água do Departamento de Engenharia (LAADEG) segundo as metodologias do Standard Methods for Examination of Water and Wastewater 20th (APHA, 1998).

Tabela 1 Parâmetros avaliados para caracterização das amostras.

Parâmetros	Frequência	Metodologia
Temperatura	Diária	Leitura Termohigrômetro
DQO Filtrada e Bruta	2X semana	APHA et al., (1998)
DBO	Quinzenal	APHA et al., (1998)
pH	3X semana	APHA et al., (1998)
Sólidos sedimentáveis	Semanal	APHA et al., (1998)
Sólidos totais fixos e voláteis	Semanal	APHA et al., (1998)
Alcalinidade	2X semana	APHA et al., (1998)
NTK	Quinzenal	APHA et al., (1998)
Oxigênio Dissolvido	3X semana	APHA et al., (1998)

Fonte: Pesquisadora, 2014.

4.4.3.1 Temperatura

A temperatura foi medida diariamente com o auxílio de um termômetro graduado de 2 °C em 2 °C. Foram medidas as temperaturas dos afluentes e efluentes. A temperatura era avaliada diariamente na parte matutina e a no exato momento em que se realizava a coleta das amostras para análise.

4.4.3.2 pH

Para determinação do pH utilizou-se um potenciômetro digital, em que o eletrodo, depois de calibrado, era imerso diretamente na amostra sem diluição. Utilizou-se aparelho da marca HACH, modelo Sension 4, calibrado de acordo com o proposto pela APHA (1998).

4.4.3.3 Alcalinidade

A determinação da alcalinidade total foi feita por titulação com solução padronizada de H_2SO_4 . Para a alcalinidade parcial e intermediária foram realizadas de acordo com a metodologia de Ripley, Boyle e Converse (1986), por meio da titulação com ácido sulfúrico 0,02 N das amostras contendo 50 mL. A primeira fase da titulação era feita até o pH 5,75, denominada alcalinidade parcial (AP). A segunda fase era titulada até o pH 4,3, denominada alcalinidade intermediária (AI). Para análise de acidez total media-se o pH e titulava-se com solução de hidróxido de sódio a 0,02N, até atingir pH de 8,3, pois somente neste valor de pH é garantido a total neutralização do gás carbônico presente na amostra, prevalecendo apenas o equilíbrio entre bicarbonatos e carbonatos

4.4.3.4 Demanda química de oxigênio (DQO) total e filtrada

A demanda química de oxigênio (DQO) foi realizada pela metodologia de digestão ácida, utilizando bloco digestor por um período de duas horas, a 140 °C. Foi empregado para a leitura o espectrofotômetro modelo DR-2010 da marca Hach, com curva de calibração preestabelecida na faixa de 600 nm. Da mesma forma foi realizada a DQO filtrada, todavia fazendo a filtração das amostras em

membrana de fibra de vidro com poro de 1,2 μm , e posteriormente realizando a mesma rotina descrita anteriormente para a $\text{DQO}_{\text{total}}$.

4.4.3.5 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

Para o procedimento da DBO_5 foi depositado em um balão volumétrico cerca de 500 mL de água destilada oxigenada (aerada) por 3 minutos. Em seguida a oxigenação, foi adicionado 1 mL de cada solução nutriente (cloreto de cálcio, cloreto férrico, solução tampão fosfato e sulfato de magnésio) e complementado o volume para 1 L. Em triplicata, a solução foi transferida cuidadosamente, para não oxigenar, para os frascos de DBO. Os frascos foram mantidos tampados e se fez a leitura de apenas um deles (prova em branco). Os dois restantes eram levados à incubação, a 20 °C, por 5 dias. Para leitura inicial do frasco 1 eram adicionados 2 mL de sulfato manganoso e 2 mL de iodeto de azida, deixando decantar o precipitado formado. Depois de decantado, eram colocados 2 mL de ácido sulfúrico concentrado e feita a inversão do frasco para homogeneização. Após serem transferidos 100 mL da solução para um erlenmeyer, a amostra era titulada com tiosulfato de sódio a 0,0125 N, até que ficasse incolor e era anotado o volume gasto. Após 5 dias foi reproduzida toda a metodologia para os frascos que permaneceram incubados.

4.4.3.6 Nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total (P)

Ambas as análises foram realizadas segundo as metodologias propostas por APHA (1998) e se fundamentaram no método da digestão ácida. Na metodologia do nitrogênio total Kjeldahl, após a digestão da amostra em meio ácido, todo o nitrogênio orgânico era decomposto em amônia e este submetido à destilação em meio alcalino (NaOH 40%). O destilado era acumulado em

recipiente contendo solução de ácido bórico. Em seguida a amostra era submetida à titulação com ácido sulfúrico a 0,02 N. A análise de fósforo total era feita com digestão ácida da amostra, e posteriormente esta era neutralizada e em seguida submetida à reação colorimétrica, em que era adicionado o ácido vanadomolibdofosfórico. Após o desenvolvimento da cor era realizada a leitura da amostra em espectrofotômetro modelo DR-2010 da marca Hach.

4.4.3.7 Sólidos totais, fixos e voláteis dos efluentes e perfil do lodo

As amostras do efluente lodo em quantidade de 20 mL foram colocadas em cadinhos, em triplicata. Anteriormente a esta etapa, os cadinhos foram levados à estufa, a 105 °C, por 24 horas e resfriados no dessecador. Posteriormente, foram pesados em balança de precisão da marca Celtac modelo FA-2104 N e tarados, gerando, assim, o peso 1 (P1). Com as alíquotas de 20 mL das amostras (em triplicata) nos cadinhos, estes foram levados à estufa a 105 °C por 24 horas, resfriados posteriormente no dessecador e pesados novamente, gerando, assim, o peso 2 (P2), correspondente aos sólidos totais. Em seguida, os cadinhos foram levados à mufla, a 550 °C por 30 minutos, resfriados em dessecador e pesados, obtendo-se o peso 3 (P3), correspondente aos sólidos fixos. Determinou-se os sólidos voláteis pela diferença entre P2 (sólidos totais) e P3 (sólidos fixos).

4.4.3.8 Sólidos em suspensão (SS)

A determinação do teor de sólidos suspensos era realizada segundo metodologia de descrita por APHA (1998), onde alíquotas de 20 mL da amostra eram filtradas por meio de um papel de filtro previamente seco e tarado (P1), e

subsequentemente, o filtro era colocado em estufa a 105 °C para secagem completa até peso constante (P2).

4.4.3.9 Sólidos dissolvidos (SD)

A determinação do teor de sólidos dissolvidos foi realizada segundo APHA (1998), por meio da diferença dos sólidos totais e sólidos suspensos.

5 RESULTADOS

5.1 Partida do sistema (start-up) e acompanhamento

A partida do FBAS foi realizada 10 de março de 2014, 33 dias após a partida do FA que ocorreu no dia 6 de fevereiro de 2014 e o TD foi iniciado as operações no 41º dia.

Uma vez que o volume do FBAS deveria estar completo, os parâmetros do efluente só puderam ser monitorados a partir de: ao 33º dia. Já o monitoramento do TD foi apenas a partir do 41º dia. A vazão foi baixa em função da carga orgânica biológica adotada.

5.2 Avaliação do sistema de tratamento de efluentes no estado estacionário (steady-state)

Realizou-se diariamente o acompanhamento do sistema, com frequentes análises para verificação do desempenho e para a detecção imediata de possíveis problemas.

Visando aumentar a concentração de biomassa no sistema, optou-se por aumentar a vazão e, conseqüentemente, diminuir o tempo de detenção hidráulica (TDH). No 56º dia (2 de abril), o experimento teve sua vazão afluente aumentada e foi mantida até ao fim do projeto, no 142º dia (27 de junho). Observou-se que essa mudança influenciou diretamente os parâmetros adotados, como COV, COB e CHV. Os valores estão apresentados na Tabela 2 para efeito de comparação.

A vazão média empregada no início do experimento foi de $0,022 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ e o TDH de 169,5 h para o FBAS e 102 h para o TD. Ao 56º dia, quando a vazão

média foi aumentada para $0,033 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, o TDH passou a ter valores de 113,0 h e 68,0 h para as respectivas unidades (Tabela 2).

Tabela 2 Parâmetros analisados no monitoramento do sistema piloto de tratamento de efluentes da suinocultura.

Parâmetros	Ponto de coleta	Período	
		1 - 55º dia	56 - 142º dia
Vazão média ($\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$)	Afluente do sistema	0,022	0,033
TDH (h)	FBAS	169,5	113,0
	TD	102,0	68,0
Carga DBO (kg d^{-1})	Efluente do FA	0,0045	0,0063
	Efluente FBAS	0,0054	0,0058
	Efluente TD	0,0024	0,0052
Carga Orgânica Volumétrica - COV_{DBO} ($\text{kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$)	Efluente do FA	0,050	0,070
	Efluente FBAS	0,034	0,037
	Efluente TD	0,026	0,055
Biomassa presente no reator - X_{VT} (kg m^{-3})	Efluente do FA	0,039	0,053
	Efluente FBAS	0,072	0,087
	Efluente TD	0,041	0,044
Carga Orgânica Biológica - COB_{DBO} ($\text{kg kg}_{\text{STV}}^{-1} \text{ d}^{-1}$)	Efluente do FA	0,115	0,119
	Efluente FBAS	0,074	0,066
	Efluente TD	0,059	0,117
Carga Hidráulica Volumétrica - CHV ($\text{m}^3 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$)	Efluente do FA	0,25	0,37
	Efluente FBAS	0,14	0,21
	Efluente TD	0,23	0,35

Ocorreram oscilações de vazão do afluente, devido a variação da frequência de manutenção e limpeza da bomba, lavação das baias e utilização de água algumas vezes em excesso.

A eficiência do sistema foi determinada, principalmente com relação à remoção de matéria orgânica, comparando os resultados dos parâmetros estudados afluente e efluente de cada uma das unidades de tratamento. Com isso, devido à disposição física dos reatores, interligados em série, os 1º e 2º pontos de coleta apresentavam o efluente de uma unidade e afluente da unidade seguinte.

Avaliou-se os resultados do efluente do TD, que também era o efluente do FBAS, quanto à legislação em vigor para o lançamento deste em corpos d'água receptores.

Ponderou-se assim, os resultados dos parâmetros estudados por meio de média, desvio padrão e coeficiente de variação, utilizando o *software* Excel® 2007, da Microsoft®, e os gráficos foram plotados no programa OriginPro® versão 7.0. Os resultados serão mostrados e discutidos a seguir.

5.2.1 Temperatura

As temperaturas afluentes e efluentes das unidades de tratamento, foram medidas diariamente, sempre nas primeiras horas da manhã. A Tabela 3 mostra os valores mínimo, máximo e médio, bem como os valores de desvio padrão e o coeficiente de variação de cada amostra.

Tabela 3 Valores médios, mínimos e máximos, além de desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) da temperatura do líquido, observados durante a operação do sistema de tratamento de efluentes

Ponto de Coleta	T_{mínima} (°C)	T_{máxima} (°C)	T_{média} (°C)	DP	CV (%)
Afluente FBAS	17	28,3	23,7	3,1	13,2
Efluente FBAS	17	28,1	22,4	3,4	15,0
Efluente TD	17	28,6	22,2	3,3	14,8

Nota-se que houve uma variação de aproximadamente 10 °C entre as temperaturas, máxima e mínima, para todas as unidades, causada pela variação da temperatura sazonal. Pelos valores do coeficiente de variação, observa-se que a temperatura oscilou muito, o que provocou certa instabilidade do sistema, uma vez que a temperatura está relacionada à taxa de crescimento bacteriano, e baixos valores podem apresentar efeitos inibitórios para estas comunidades (SONGMING, 2000).

Segundo Domingues (2005) a faixa necessária para que ocorra o processo de nitrificação, é entre 25° e 36 °C, a temperatura média do FBAS foi 22,4 °C estando abaixo da faixa estipulada.

A temperatura média do efluente do TD foi de 22,2 °C considerada adequada para disposição deste no meio ambiente de acordo com a resolução N° 340/2011 do CONAMA (2011), para o lançamento de efluentes em corpos d'água receptores, a temperatura do líquido deve ser abaixo de 40 °C.

Entretanto, como a temperatura foi medida na parte matutina, é possível que os valores reais sejam mais altos, pois as primeiras horas da manhã apresentam temperaturas mais amenas que o restante do dia.

Na Figura 11 estão expostos os gráficos de variação da temperatura ao longo do período de funcionamento de cada unidade do sistema de tratamento de efluentes. Observa-se que houve uma queda de temperatura em todos os pontos, próximo ao 70º dia de monitoramento, que foi causada pela entrada da estação fria do ano.

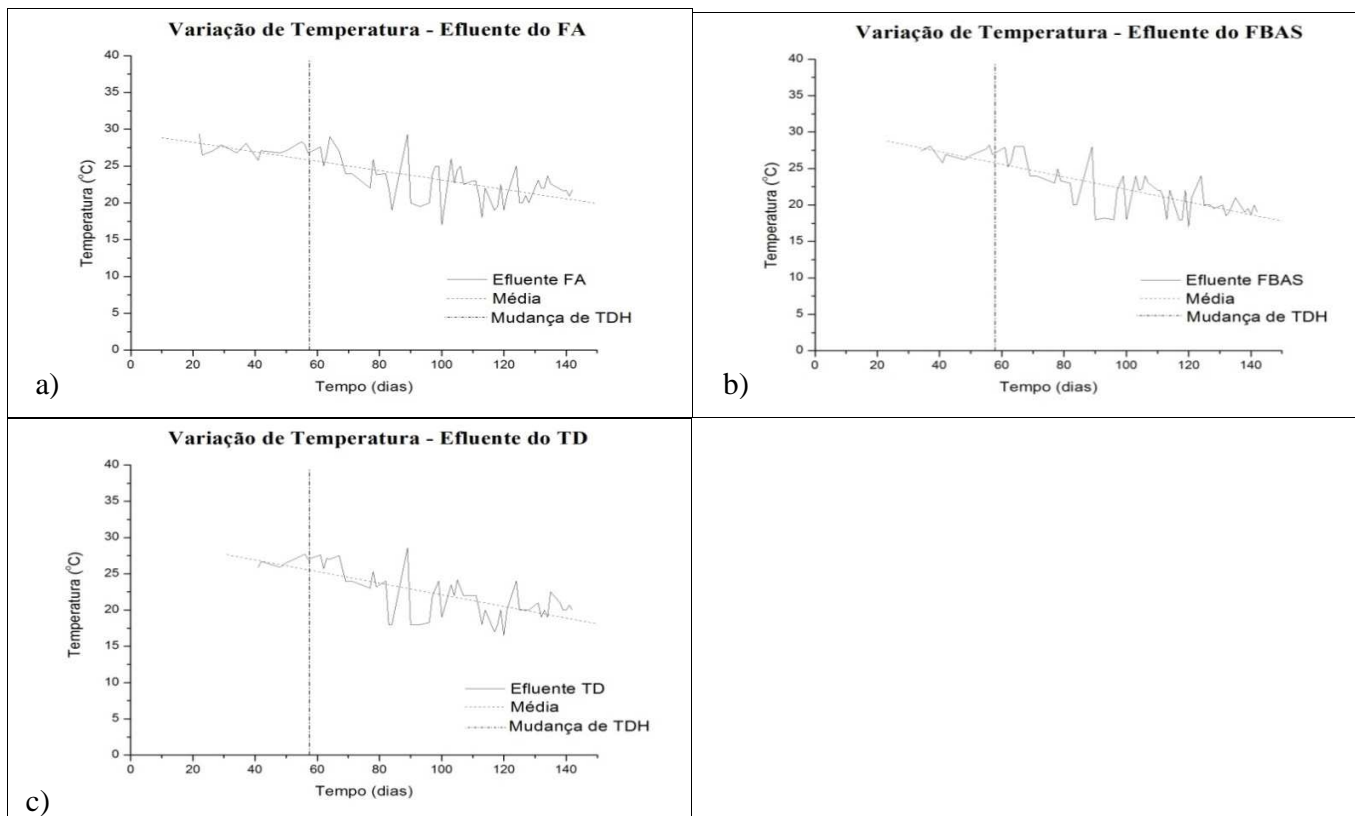


Figura 11 Gráficos do comportamento da temperatura do afluente do FBAS (a); do efluente do FBAS (b); e do TD (c).

5.2.2 Oxigênio dissolvido (OD) no FBAS

A Tabela 4 apresenta o valor médio da concentração, desvio padrão e coeficiente de variação, correspondentes à análise de oxigênio dissolvido (OD) no FBAS.

Tabela 4 Valor médio da concentração, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) de oxigênio dissolvido (OD) em meio líquido no FBAS.

Unidade	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	DP	CV (%)
FBAS	3,70	1,5	14,2

A concentração de OD crítica (abaixo da qual a nitrificação não se processa) é de 0,2 mg/L, a literatura recomenda que os níveis de OD se mantenham em torno 2,0 mg/L; para garantir uma concentração média satisfatória em todos os pontos do FBAS (VON SPERLING, 1997). Já Gonçalves, et al (2001) consideram a concentração mínima essencial para a manutenção de um reator aeróbio de 1,5 mg L⁻¹. Sendo assim, a concentração média adotada neste trabalho foi de 3,70 mg L⁻¹ com pequena variação.

Considera-se, portanto, que a aeração intermitente aplicada ao FBAS, com o compressor de ar ligado por 15 minutos e desligado por 15 minutos, é eficaz. Isso é fundamental, pois em sistemas de escala plena, pode resultar em 50% de economia.

5.2.3 Avaliação de pH, acidez e alcalinidade

Para avaliar esses três parâmetros, fez-se uma correlação entre os três, pois afetam diretamente o meio, tornando-o propício ou não para o desenvolvimento bacteriano. O controle da alcalinidade está intimamente relacionado ao controle do pH, uma vez que o carbonato e bicarbonato reagem

em função de alguns substratos produzidos pelas bactérias no processo de degradação da matéria orgânica.

A Tabela 5 exhibe os valores médios de pH para cada ponto de coleta, assim como o desvio padrão e coeficiente de variação.

Tabela 5 Valores médios, de desvio padrão (DP) e de coeficiente de variação (CV) do pH do líquido, observados durante a operação do sistema de tratamento de efluentes.

Ponto de Coleta	pH médio	DP	CV (%)
Efluente FA	7,60	0,23	3,07
Efluente FBAS	6,24	0,42	6,70
Efluente TD	5,91	0,50	8,38

O efluente do Filtro Anaeróbio apresentaram valores mais altos de pH em relação aos outros pontos analisados, e tiveram uma menor variação no decorrer do experimento, como sinalizado pelo coeficiente de variação.

O FBAS, com pH médio de 6,24, apresentou valores abaixo da faixa de pH considerada ideal para a atividade de bactérias nitrificadoras. A nitrificação é um processo que ocorre à custa do consumo da alcalinidade e do oxigênio dissolvido presente no sistema. Segundo METCALF e EDDY, (2003) caso a alcalinidade fornecida ao sistema não seja suficiente para manter o pH dentro do valor ótimo ($6,5 \leq \text{pH} \leq 8$) para o metabolismo das bactérias nitrificantes, a nitrificação será inibida.

O efluente do TD apresentou valores médios de pH dentro da faixa estabelecida na resolução N° 340 do CONAMA (2011) para o lançamento de efluentes em corpos d'água, que é de 5 a 9.

A Figura 12 apresenta os gráficos do comportamento do pH no decorrer do experimento em relação a cada ponto de coleta do sistema de tratamento.

Os gráficos apresentaram variações, entretanto permaneceram numa faixa de pH, o que sinaliza a capacidade de tamponamento do meio.

O FBAS, com pH médio de 6,24, apresentou valores abaixo da faixa de pH considerada ideal para a atividade de bactérias nitrificadoras, entre 7,0 e 9,0. Nos reatores aeróbios, o que eleva a acidez no meio é o processo de nitrificação. As reações químicas envolvidas na decomposição do nitrogênio produzem íons H^+ , que são altamente reativos com compostos geradores da alcalinidade do meio, desestabilizam a capacidade tamponante do sistema, o que pode causar queda no pH e, conseqüentemente, na taxa de nitrificação (SPERLING, 1996).

O TD apresentou valores menores que as outras unidades e variação mais significativa, apontada pelo coeficiente de variação, provavelmente causadas pelas variações de pH da unidade anterior, o FBAS. Nota-se também, que o efluente da unidade manteve o pH dentro da faixa estabelecida na resolução Nº 430 do CONAMA (2011) para o lançamento de efluentes em corpos d'água, que é de 5 a 9.

Os gráficos apresentaram variações, entretanto, permaneceram numa determinada faixa de pH, o que sinaliza a capacidade de tamponamento do meio. As oscilações dos gráficos (a) e (b) devem-se às diluições do líquido afluente para os diferentes dias de coleta; e as oscilações do gráfico (c) foram causadas pelas reações que ocorrem ao longo do processo de nitrificação, o qual se dá no interior do FBAS.

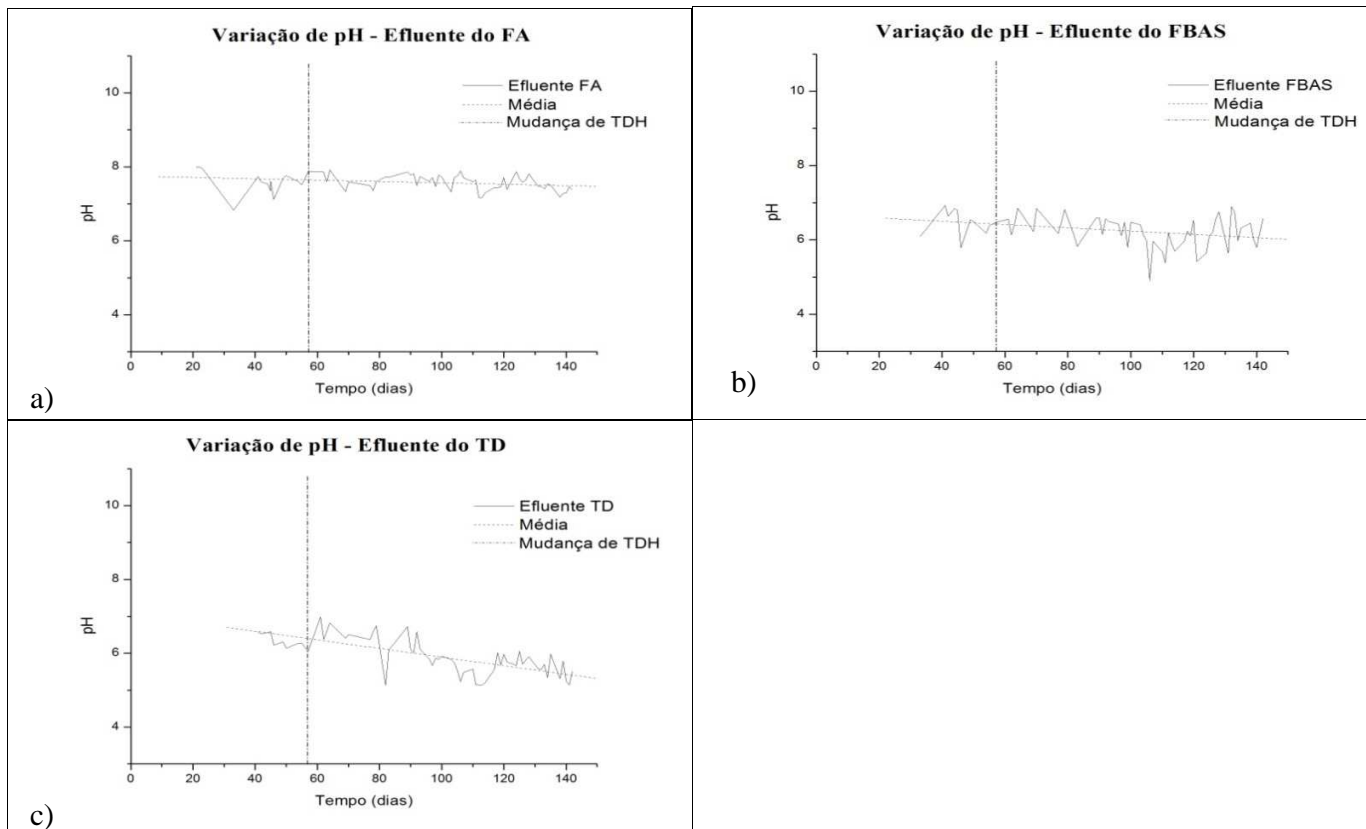


Figura 12 Gráficos da variação de pH do efluente do FA (a); do FBAS (b); e do TD (c).

Foi necessário avaliar a alcalinidade e acidez para se ter uma visão geral do funcionamento dos reatores, pois, o pH não possibilita uma compreensão abrangente da situação interna do reator. Existem diferentes substâncias no meio que dão origem à acidez ou que conferem o efeito tamponante ao meio, e que podem não influenciar diretamente o pH.

Na Tabela 6 estão dispostos os valores médios, desvio padrão e coeficiente de variação das análises de acidez para cada ponto de coleta em relação aos períodos com vazões afluentes distintas.

Tabela 6 Valores médios, de desvio padrão (DP) e de coeficiente de variação (CV) da acidez do líquido, observados durante a operação do sistema de tratamento de efluentes nos períodos com diferentes vazões afluentes.

Ponto de Coleta	Período	Acidez total média ($\text{mg}_{\text{CaCO}_3} \text{L}^{-1}$)	DP	CV (%)
Efluente FA	1-55° dia	202,9	17,0	8,4
	56-142° dia	215,8	57,8	26,8
Efluente FBAS	1-55° dia	181,8	25,4	14,0
	56-142° dia	139,2	22,6	16,3
Efluente TD	1-55° dia	182,2	19,3	10,6
	56-142° dia	144,2	31,5	21,7

Exceto para o Filtro Anaeróbio, que demonstrou comportamento inverso, a acidez observada nos pontos amostrados, indica que o sistema se mantia menos variável quando o TDH do sistema era maior

Em reatores anaeróbios, na fase da digestão denominada acidogênese, ocorrem reações de decomposição de matéria orgânica que originam ácidos graxos voláteis, alcoóis e compostos minerais inertes, e a partir destes ácidos voláteis, o gás metano é produzido pelas bactérias metanogênicas (FORESTI, et al., 1999). Assim, a concentração média de acidez do FA, de 202,9 e 215,8 mg L^{-1} para os diferentes TDH, se apresentou maior que das outras unidades.

Entretanto, esses valores estão acima do valor máximo indicado por Campos et al (2006), que é de 150 mg L^{-1} . Contudo, essa diferença não apresentou prejuízo significativo para a manutenção da unidade, pois o pH médio foi de 7,6, valor esse que está dentro da faixa ideal proposta para este tipo de tratamento.

A Figura 13 mostra os gráficos da variação da acidez total em relação a cada ponto de coleta em função do período de funcionamento do sistema de tratamento de efluentes da suinocultura.

É visível um pico discrepante no início do monitoramento no afluente do sistema (Figura 13 a, b e c) que pode ter sido causado por uma grande descarga de matéria orgânica e, conseqüentemente, uma elevação na produção de ácidos voláteis. Entretanto, nota-se que houve a atenuação do pico do ponto de coleta seguinte, referente ao efluente do FA, sinalizando assim, certa estabilidade da unidade na produção de compostos ácidos. A acidez foi alta no FA é maior porque acontece a .ode ser acontecer no FBAS sobre a acidez que pode virar

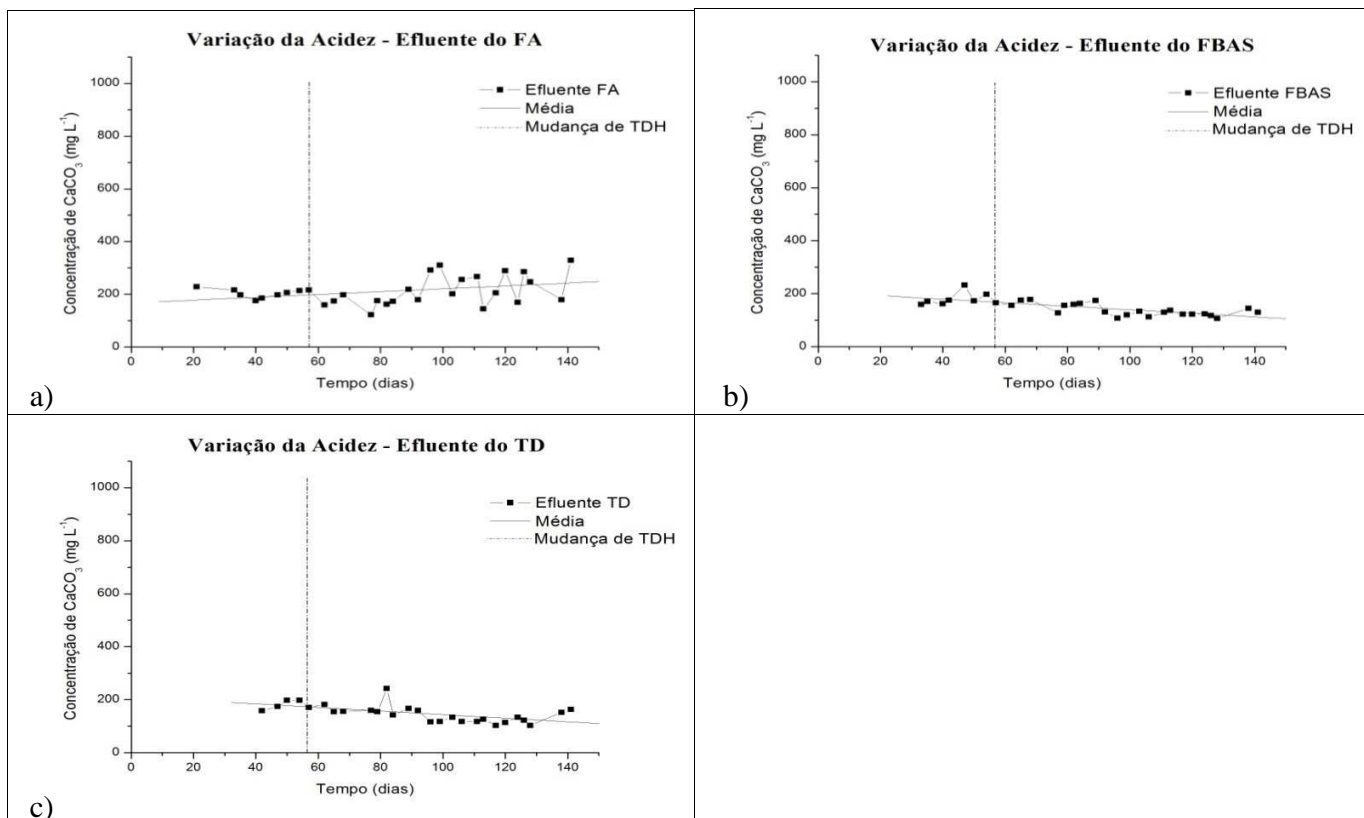


Figura 13 Gráficos do comportamento da Acidez total do efluente do FA (a); do FBAS (b); e do TD (c).

Os valores médios das análises de alcalinidade, bem como valores de desvio padrão e coeficiente de variação para cada ponto de coleta em relação aos períodos com vazões afluentes distintas, estão descritos na Tabela 7.

Tabela 7 Valores médios, de desvio padrão (DP) e de coeficiente de variação (CV) da alcalinidade do líquido, observados durante a operação do sistema de tratamento de efluentes nos períodos com diferentes vazões afluentes.

Ponto de Coleta	Período	Alcalinidade _{total}		
		Média (mg _{CaCO3} L ⁻¹)	DP	CV (%)
Efluente FA	1-55° dia	567,7	369,5	65,1
	56-142° dia	714,5	205,8	28,8
Efluente FBAS	1-55° dia	59,8	19,7	33,0
	56-142° dia	36,0	24,6	68,3
Efluente TD	1-55° dia	56,1	7,8	14,0
	56-142° dia	27,9	22,7	81,1

Nota-se que houve oscilações de forma significativa em todos os pontos analisados na avaliação da alcalinidade, principalmente quando houve aumento da vazão afluente. Houve um decaimento substancial da concentração de CaCO₃ ao longo do processo de tratamento, apresentando, inclusive, valores indesejáveis para o reator aeróbio.

Na Figura 14 estão apresentados os gráficos de variação da alcalinidade para cada um dos pontos de coleta analisados ao longo do período do experimento.

Devido aos diferentes graus de diluições da água residuária pode-se notar por meio do gráfico (a), que as curvas de alcalinidade se apresentaram instáveis, o que já foi percebido no parâmetro anterior. Sendo assim, proporciona variações na concentração dos sólidos e, conseqüentemente, de

proteínas a serem degradadas no sistema, as quais são precursoras da alcalinidade (SPEECE, 1996), principalmente nos primeiros dias monitorados.

Já no FBAS, como se observa no gráfico (b), os níveis de alcalinidade no meio apresentaram queda drástica em relação ao efluente do FA. Essa diferença pode ser devido às reações de nitrificação causadas pelas bactérias aeróbias, já que para que esse processo ocorra, uma quantidade significativa de alcalinidade deve ser consumida ($7,14 \text{ g CaCO}_3 / \text{g N-NH}_4^+$ oxidado) (VILLAVERDE et al., 1997).

Já o TD (Gráfico, c), apresentou valores de alcalinidade menores e muito próximos ao FBAS, demonstrando que não houve desnitrificação em níveis significativos. Outro fator que pode ter contribuído foi a falta de carbono no meio e por esse motivo pode ter influenciado.

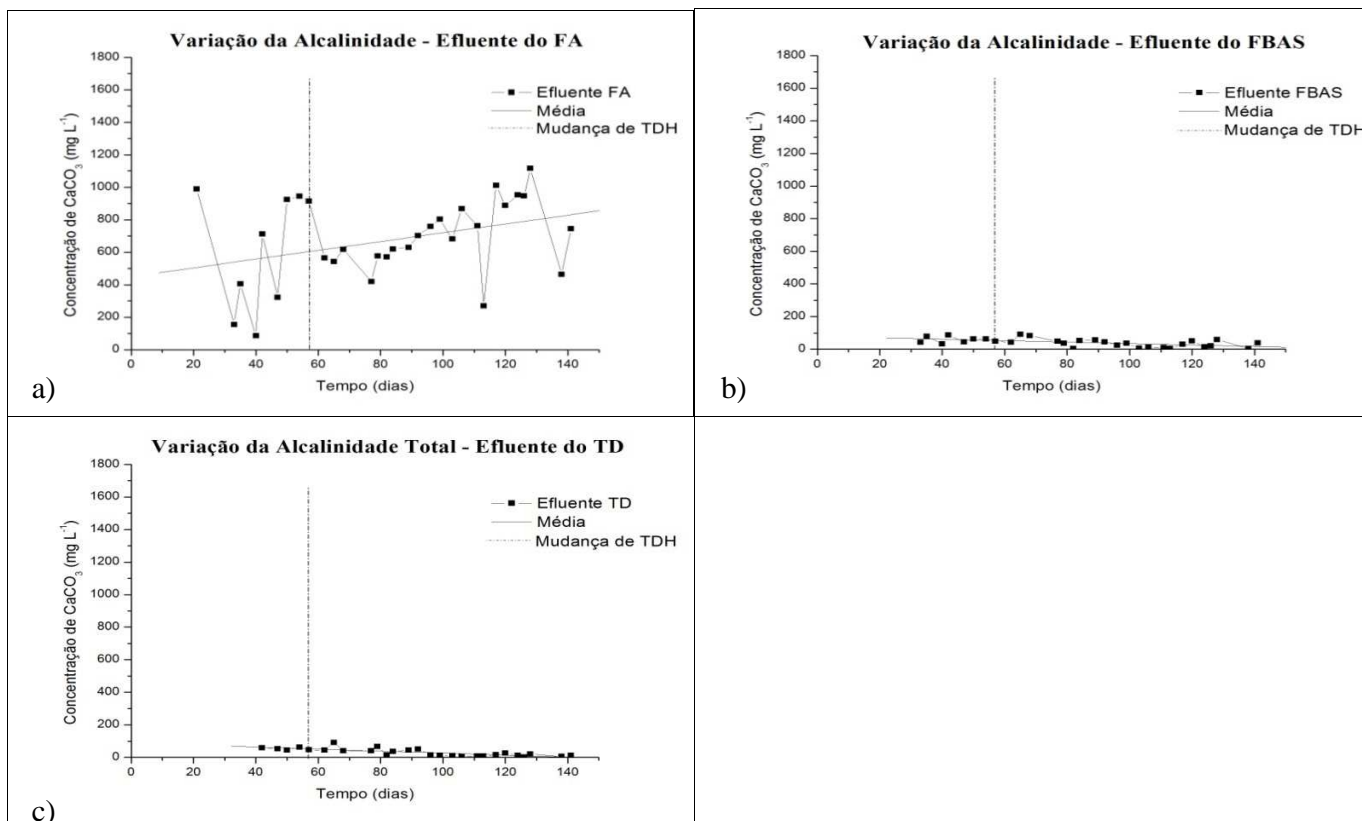


Figura 14 Gráficos do comportamento da alcalinidade do efluente do FA (a); do FBAS (b); e do TD (c).

5.2.4 Avaliação de nitrogênio

As formas mais comuns de nitrogênio em efluentes são amônia (NH_3), íon amônio (N-NH_4^+), nitrato (N-NO_3^-), nitrito (N-NO_2^-) e nitrogênio orgânico (N-org). Portanto, a avaliação de nitrogênio presente em unidades de tratamento de efluentes se faz necessária, pois este é essencial para a manutenção do meio biológico, sendo importante também para a seleção das espécies microbianas dominantes (SILVA, 2007b).

Para a determinação da concentração do nutriente realizou-se análise de NTK, pois os valores obtidos por essa análise são equivalentes aos do nitrogênio total no sistema, desconsiderando, assim, as concentrações de nitrito e nitrato por serem muito baixas (SILVA JUNIOR, 2011).

A Tabela 8 exhibe os valores médios da concentração, desvio padrão e coeficiente de variação da avaliação do Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), assim como o percentual de remoção deste nutriente pelas unidades de tratamento do sistema.

Tabela 8 Valores médios, de desvio padrão (DP), de coeficiente de variação (CV) e eficiência na remoção de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), avaliados no decorrer da operação do sistema de tratamento de efluentes nos períodos com diferentes vazões afluentes.

Ponto de Coleta	Período	NTK médio (mg L^{-1})	DP	CV (%)	Eficiência (%)
Efluente FA	1-55° dia	235,9	38,3	16,2	49,2
	56-142° dia	202,1	73,9	36,6	24,3
Efluente FBAS	1-55° dia	40,5	0,36	0,89	82,8
	56-142° dia	45,7	20,0	43,8	77,4
Efluente TD	1-55° dia	30,4	0,21	0,69	25,0
	56-142° dia	28,3	7,2	25,6	38,1

Observa-se que houve uma diferença substancial entre as concentrações de NTK do efluente do FA e do efluente do FBAS, com um aumento expressivo dos valores percentuais de remoção, de 82,8% e 77,4%, para os diferentes TDH. Isso já era esperado, considerando que houve consumo de alcalinidade na unidade e redução do pH, conforme dados apresentados anteriormente.

Devido a continuidade das reações de nitrificação o TD apresentou uma pequena diminuição na concentração de nitrogênio, se comparado ao FBAS, houve uma eficiência significativa na remoção do composto para esse tipo de unidade, 25,0% e 38,1 para os diferentes TDH.

Os valores médios da concentração de NTK do efluente do sistema se mantiveram próximos de 30 mg L^{-1} , entretanto, estes valores não atendem à resolução Nº 430 do CONAMA (2011), Resolução so fala sobre a forma amoniacal e tb deveria determinar o Nitrito e Nitrato. no que diz respeito à concentração máxima de lançamento de nitrogênio em corpos d'água que é de 20 mg L^{-1} . Portanto, neste caso, seria necessário a otimização do processo de conversão do nutriente para que o efluente pudesse ser lançado em corpos receptores.

Na Figura 15 são apresentados os gráficos de variação da concentração de nitrogênio, representados pelo NTK, para cada um dos pontos de coleta analisados ao longo do período do experimento.

Por meio do gráfico (a), nota-se que as curvas apresentaram oscilações expressivas, que podem ter sido causadas pelos diferentes graus de diluição do efluente da suinocultura por causa da lavagem das baias. Já no FBAS, como observa-se no gráfico (b), os níveis de NTK apresentaram queda drástica em relação ao efluente do FA, o que indica alto nível de remoção do nutriente do meio. O TD (c), manteve a condição estabelecida pelo FBAS, apresentando uma ligeira diminuição.

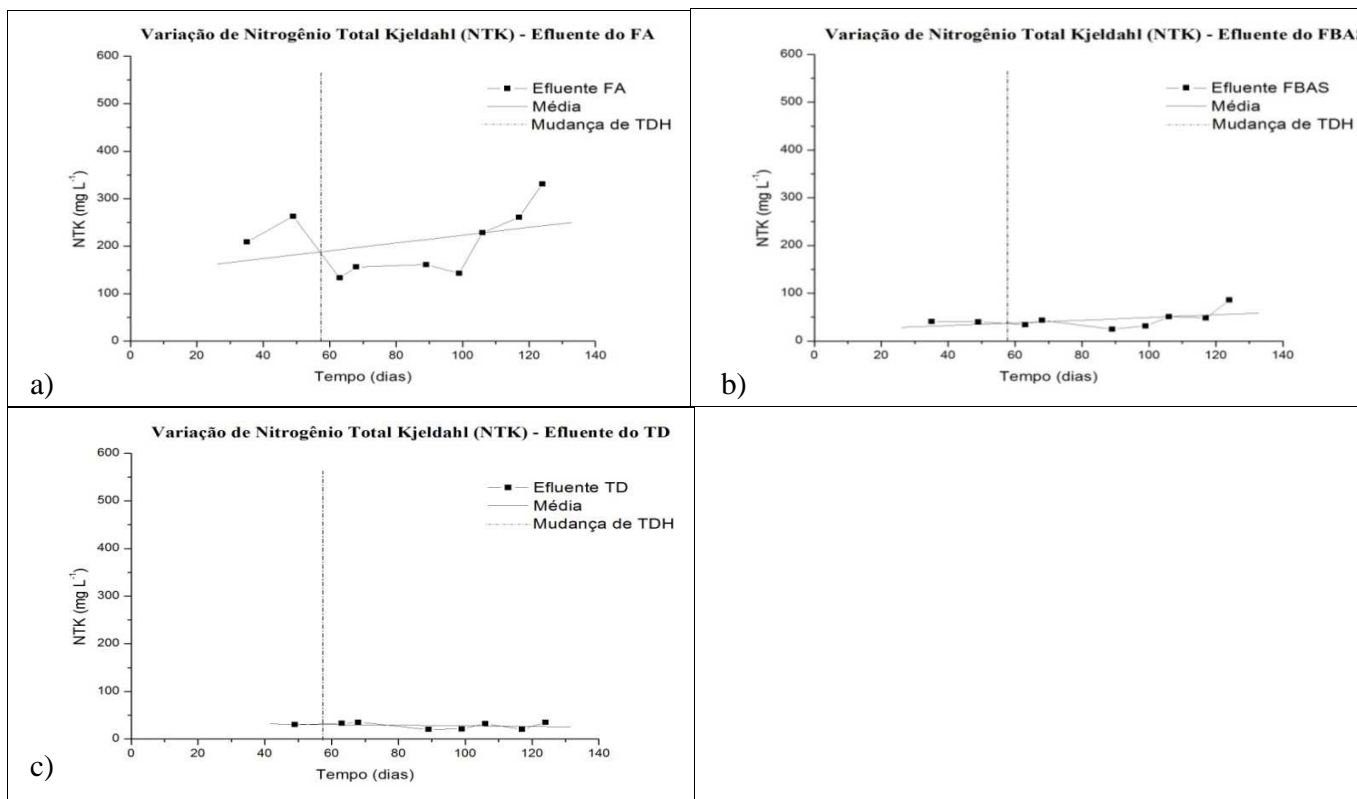


Figura 15 Gráficos da variação da concentração de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) do efluente do FA (a); do FBAS (b); e do TD (c).

5.2.5 Avaliação da demanda química de oxigênio (DQO_{total}), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅) e a relação entre as duas

A matéria orgânica presente em efluentes consiste em proteínas, carboidratos, lipídeos, e rotineiramente, os testes de demanda química de oxigênio (DQO) ou de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) são utilizados para quantificá-la indiretamente (METCALF; EDDY, 1991).

Nas Tabelas 9 e 10 estão dispostos os valores médios da concentração, desvio padrão, coeficiente de variação e percentual de remoção da DQO e da DBO₅ para efeito de comparação.

Tabela 9 Valores médios, desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV) e eficiência na remoção de DQO_{total}, avaliados no decorrer da operação do sistema de tratamento de efluentes nos períodos com diferentes vazões afluentes.

Ponto de Coleta	Período	DQO _{total} média (mg L ⁻¹)	DP	CV (%)	Eficiência (%)
Efluente FA	1-55° dia	588,3	185,4	31,5	-
	56-142° dia	276,4	117,7	42,6	-
Efluente FBAS	1-55° dia	440,0	177,3	40,3	25,2
	56-142° dia	209,8	139,1	66,3	24,1
Efluente TD	1-55° dia	319,0	156,5	49,0	27,5
	56-142° dia	144,6	115,4	79,8	31,1

Tabela 10 Valores médios, desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV) e eficiência na remoção de DBO₅ avaliados no decorrer da operação do sistema de tratamento de efluentes nos períodos com diferentes vazões afluentes.

Ponto de Coleta	Período	DBO₅ média (mg L⁻¹)	DP	CV (%)	Eficiência
Efluente FA	1-55° dia	203	134,7	66,3	-
	56-142° dia	189	117,1	62,3	-
Efluente FBAS	1-55° dia	242,5	116,1	47,9	-19,4
	56-142° dia	173	78,74	45,5	8,5
Efluente TD	1-55° dia	110	84,8	77,1	54,6
	56-142° dia	157	68,3	43,5	9,2

Por meio das tabela 9 e 10, observa-se que todas as unidades sofreram oscilações expressivas, independentemente da mudança de TDH. Nota-se também valores mais altos para a DQO, o que é comum, pois uma série de compostos presentes em despejos sofre oxidação por via química mais facilmente que por via biológica.

O FBAS praticamente manteve o nível de ambos os parâmetros do efluente do FA, sem exibir remoção significativa. O FBAS ainda apresentou valor negativo de eficiência de DBO₅, sugerindo que foram determinados mais sólidos no efluente do que no afluente da unidade durante a amostragem, condições anormais que podem ter sido causadas por carreamento desses sólidos provocadas por picos de vazão, biogás, no caso do FA e fluxo ascendente de bolhas de ar, no caso específico do FBAS. Pelo do FBAS manter a biomassa em suspensão.

A DBO e a DQO são parâmetros legais para o controle da poluição dos recursos hídricos. O sistema piloto de tratamento de efluentes estudado apresentou concentrações de DBO₅ e DQO muito acima do máximo permitido

para o lançamento em cursos d'água: 180 mg L⁻¹ para DQO e 60 mg L⁻¹ para DBO (COPAM, 2008). As respectivas eficiências globais foram muito abaixo dos citados por Gonçalves et al. (2001), de 80 a 90% para DQO e de 85 a 95% para DBO. A eficiência global do sistema na remoção da DQO_{total} foi de 47,77%, com valores médios, no efluente FA, de 588,3 mg L⁻¹, e de 319,0 mg L⁻¹, no efluente da unidade final (TD). Para a remoção de DBO₅, a eficiência global do sistema foi de 45,81%, com valores médios de 203,0 mg L⁻¹, no afluente e, 110,0 mg L⁻¹, no efluente da unidade final (TD).

As Figuras 16 e 17 expõem os gráficos do comportamento da DQO e DBO₅, respectivamente, para cada um dos pontos de coleta analisados ao longo do período do experimento.

Como já observado anteriormente na avaliação de outros parâmetros, ambos os gráficos do afluente do sistema exibem um pico no início do período de monitoramento. Esse comportamento pode ter sido causado por uma grande descarga de matéria orgânica e, conseqüentemente, uma alta na demanda de oxigênio.

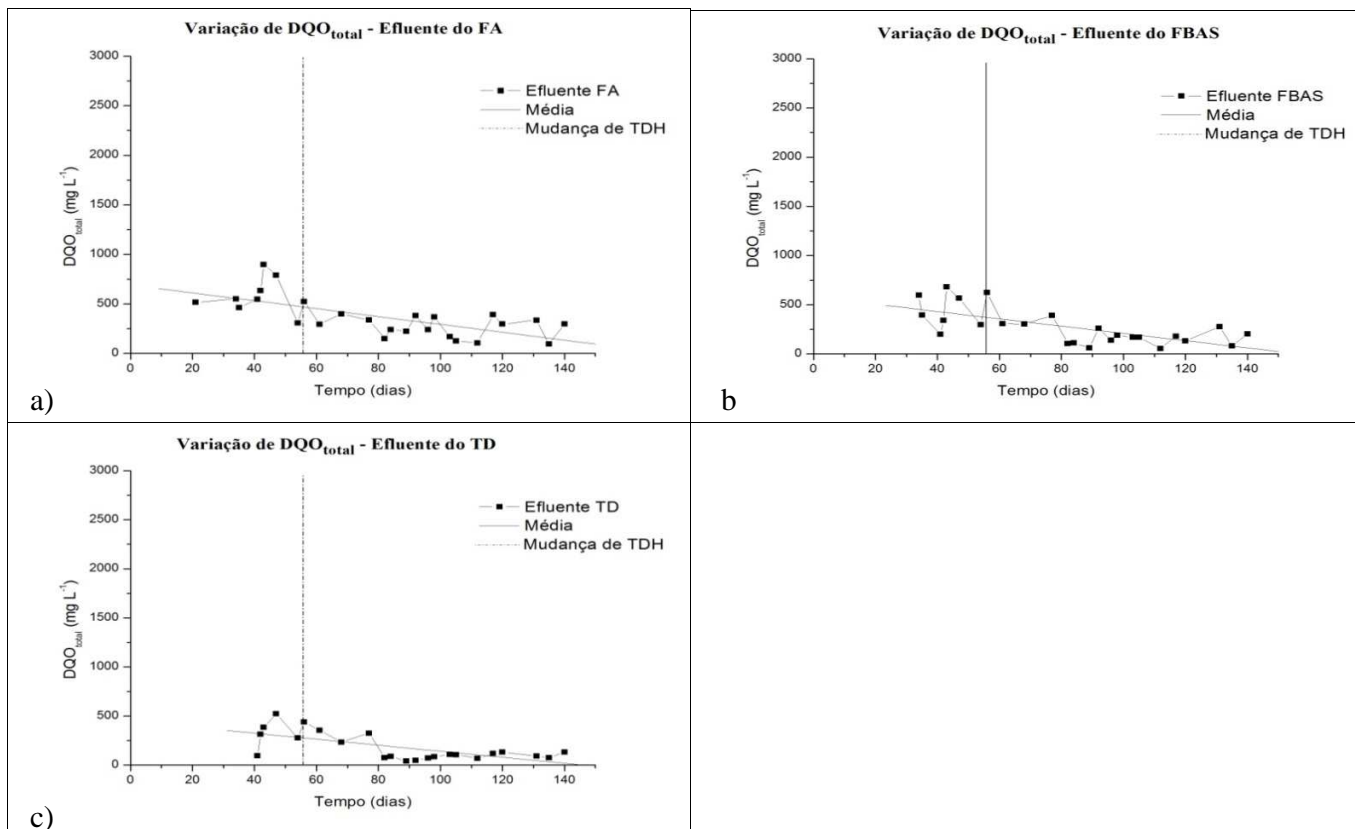


Figura 16 Gráficos do comportamento da DQO_{total} do efluente do FA (a); do FBAS (b); e do TD (c).

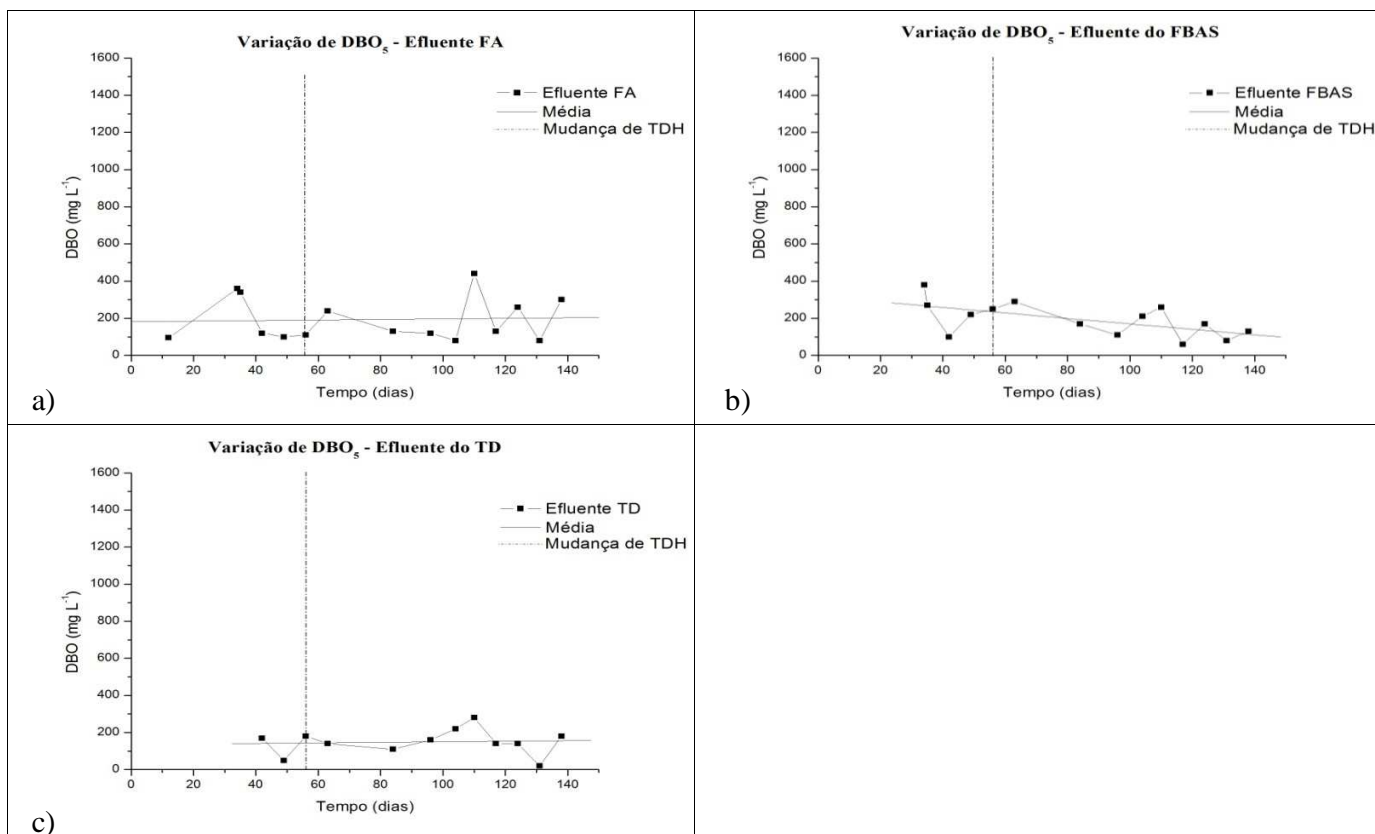


Figura 17 Gráficos da variação da DBO₅ do efluente do FA (a); do FBAS (b); e do TD (c).

5.2.6 Avaliação de Sólidos no Sistema

Os sólidos totais (ST) se dividem em sólidos totais fixos (STF), que representa a matéria inorgânica ou mineral, e sólidos totais voláteis (STV), que representam a matéria orgânica que pode ser decomposta.

Na Tabela 11 estão dispostos os valores médios, desvio padrão e coeficiente de variação da concentração de sólidos totais, totais fixos e totais voláteis no sistema, assim como a eficiência de sua remoção.

Tabela 11 Valores médios, desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV) e eficiência na remoção de Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Fixos (STF) e Sólidos Totais Voláteis (STV) para cada ponto de coleta do sistema de tratamento de efluentes da suinocultura.

Parâmetro	Ponto de coleta	Concentração média (mg L ⁻¹)	DP	CV (%)	Eficiência (%)
ST	Efluente FA	1233,0	4114,6	33,6	-
	Efluente FBAS	1112,9	311,0	28,0	9,74
	Efluente TD	1104,4	249,5	22,6	0,76
STF	Efluente FA	688,6	136,2	19,8	-
	Efluente FBAS	580,9	125,3	21,6	15,65
	Efluente TD	640,5	106,3	16,6	-10,25
STV	Efluente FA	544,4	300,4	55,2	-
	Efluente FBAS	532,0	239,0	44,9	2,27
	Efluente TD	463,9	198,1	42,7	12,8

Acrescentar a respeito de eficiência do efluente de FBAS 9,74 e do TD 0,76 sendo que no TD está em sedimentação pode está acontecendo um curto circuito sistema não se comportou de forma satisfatória quanto à remoção de sólidos do efluente da suinocultura, operando com eficiências muito baixas,

como demonstrado na Tabela 11. Além das variações inerentes ao efluente da suinocultura em função das diluições, há também que se considerar o arraste de lodo, comportamento evidenciado pelo valor negativo da eficiência.

Dentre as unidades avaliadas, a que apresentou melhores resultados foi o FBAS, com eficiências na ordem de 9,74%, 15,65% e 2,27% para remoção de ST, STF e STV, respectivamente, o que ainda é considerado muito abaixo. A eficiência global do sistema foi de 10,43%, 6,98% e 14,79% para ST, STF e STV, respectivamente. A baixa remoção de STF deve-se, principalmente, à característica inerte do material que, quando submetido a sistemas biológicos de tratamento, não sofre alterações em sua concentração inicial.

As Figuras 18, 19 e 20 estão apresentados os gráficos do desempenho das unidades quanto à variação da concentração de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV), respectivamente.

Assim como observado para DQO, o aumento do TDH não gerou muitas alterações na remoção de sólidos e, de maneira geral, verifica-se que as oscilações de STV nos gráficos dos efluentes das unidades apresentaram comportamentos semelhantes, principalmente ao final do monitoramento, quando ocorre acréscimo das concentrações dos respectivos parâmetros. Como consequência, houve aumento também da concentração de ST nos efluentes das unidades, uma vez que os valores de sólidos totais englobam as parcelas voláteis.

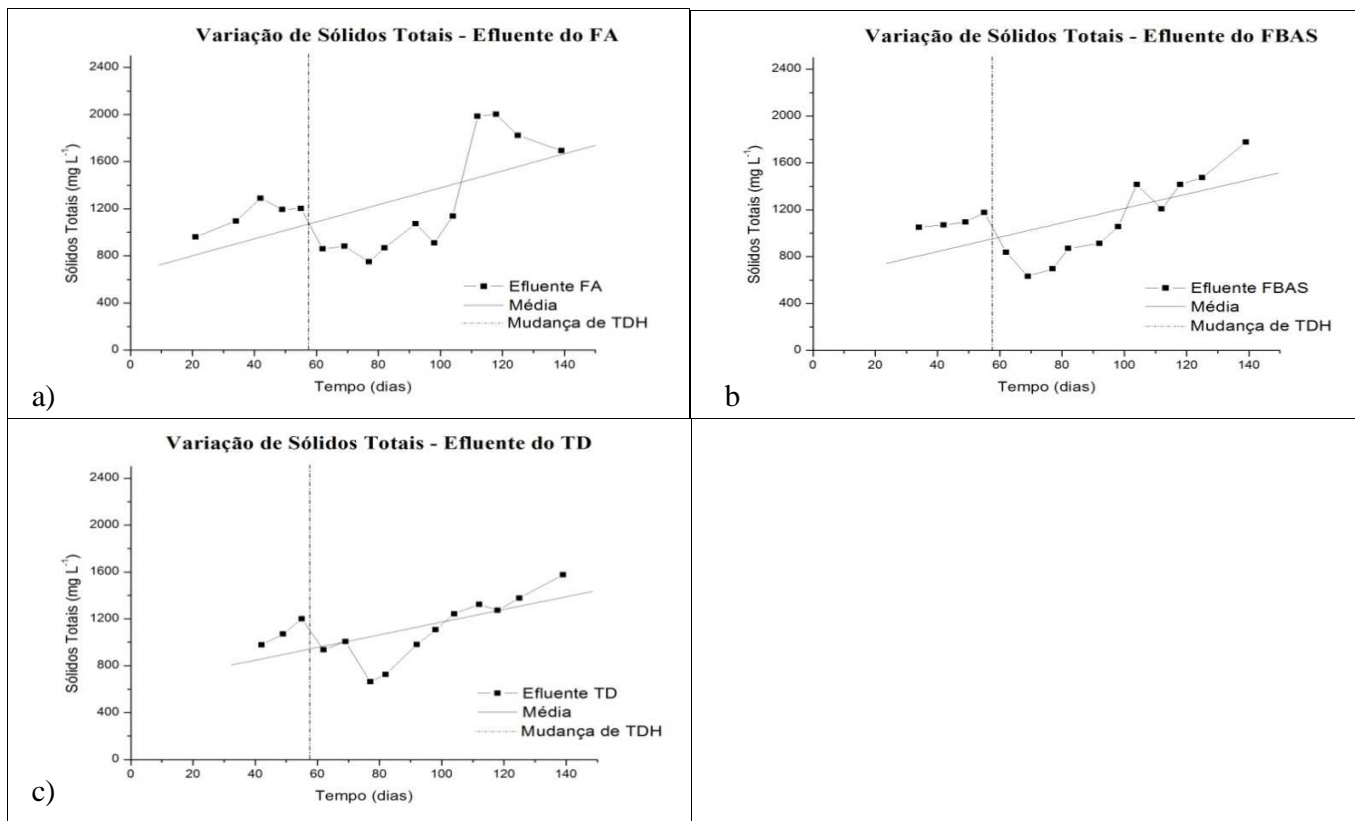


Figura 18 Gráficos da variação de Sólidos Totais (ST) do efluente do FA (a); do FBAS (b); e do TD (c).

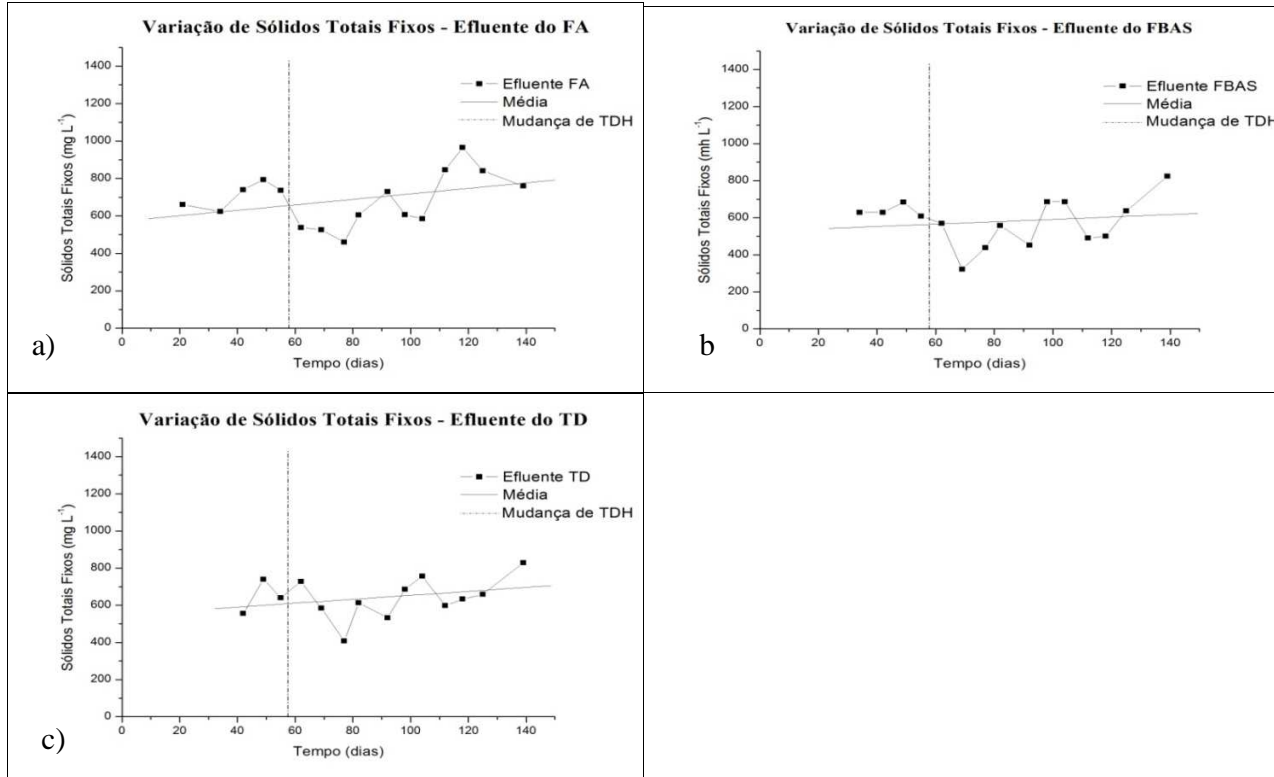


Figura 19 Gráficos da variação de Sólidos Totais Fixos (STF) do efluente do FA (a); do FBAS (b); e do TD (c).

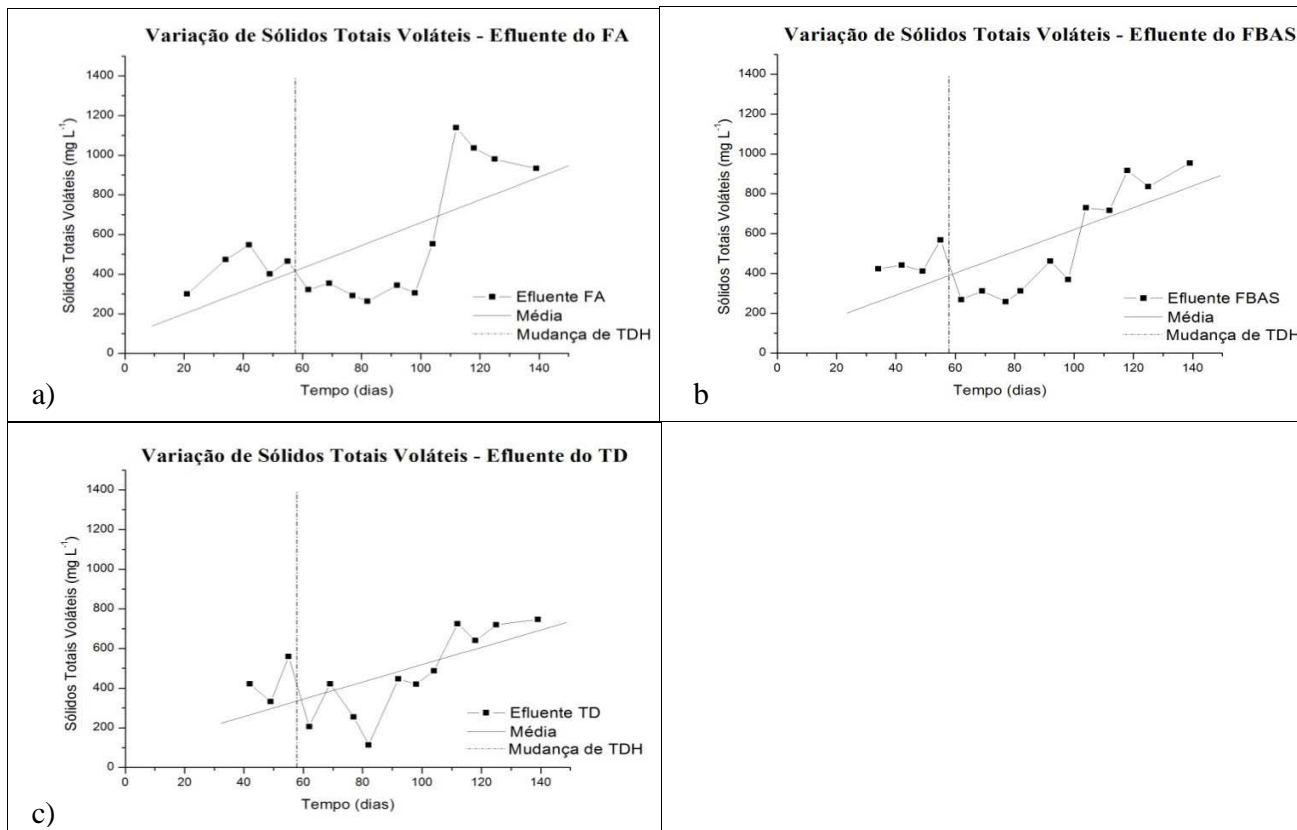


Figura 20 Gráficos da variação de Sólidos Totais Voláteis (STV) do efluente do FA (a); do FBAS (b); e do TD (c).

6 CONCLUSÃO

A avaliação dos resultados para os parâmetros físicos e químicos indica que foram atendidas as condições de ambiência desejáveis para manutenção da biomassa (anaeróbia e aeróbia) durante o funcionamento do sistema. O pH ideal para atividade das bactérias nitrificadoras não foi atingido, porém, não apresentou perda de eficiência de perda de material orgânica. O método de aeração intermitente (15 minutos com injeção de ar e 15 minutos com o aparelho desligado) obteve eficácia durante o processo, obtendo condições necessárias para o desenvolvimento da biomassa aeróbia além de economizar economia de energia em 50%.

A temperatura medida, 22,4 °C encontra-se abaixo da faixa necessária para que ocorra o processo de nitrificação. Como esperado, houve consumo de alcalinidade na unidade e redução do pH, assim, houve uma diferença substancial entre as concentrações de NTK do efluente do FA e do FBAS, com um aumento expressivo dos valores percentuais de remoção, de 82,8% e 77,4%, para os diferentes TDH. Quanto ao TD, a unidade demonstrou resultados insuficientes para o polimento do efluente, principalmente relacionado com o adensamento de sólidos. Entretanto, apresentou valores de pH, temperatura dentro das faixas estabelecidas na resolução N° 340 do CONAMA (2011), para o lançamento de efluentes em corpos d'água, que é de 5 a 9 para pH e abaixo de 40 °C.

O sistema piloto para tratamento de efluentes oriundos de reator FA, demonstrou, como previsto, remoção de nitrogênio colocar qual tipo total Kjethal compatível com os padrões de lançamento (20 mg L-1).

Neste caso, seria necessário a otimização do processo de conversão de nutriente, para que o efluente pudesse ser lançado em corpos receptores. Entretanto, com relação a DBO e DQO os valores não atenderam os padrões de

lançamento em corpos d'água na esfera federal, onde as concentrações máximas são 180 mg L^{-1} para DQO e 60 mg L^{-1} para DBO (DN 120/08 COPAM).

Pôde-se finalmente concluir, que baseado no presente estudo, o sistema constituído filtro biológico aerado submerso (FBAS) e tanque de decantação (TD), tratando efluente de filtro anaeróbio (FA) de suinocultura, é uma alternativa interessante de sistema compacto dotado de boa flexibilidade, cujo o efluente líquidos poderão mediante estudos mais restritos, ser até utilizado na fertirrigação. No entanto, é necessário que se faça mais pesquisas para maior consolidação do processo.

REFERÊNCIAS

ANDRADE NETO, C.O.; HAANDEL, A.V.; MELO, H.N.S. O uso do filtroanaeróbio para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios no Brasil. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 10., 2002, Braga. **Anais...** Braga: APESB/APRH/ABES, 2002.

Disponível em:

<http://www.hemfibra.com.br/artigos/_arquivos/pos_trat_filtro_anaerobico.pdf>

Acesso em: 22 dez. 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. **Relatório**

ABIPECS 2010. Disponível em:

<http://www.abipecs.org.br/uploads/relatorios/documentos-tecnicos/Especial_Suinocultura_-_Agroanalysis.pdf>.

Acesso em: 03 jul. 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. **Relatório**

ABIPECS 2013. Disponível em:

<http://www.abipecs.org.br/uploads/relatorios/relatorios-associados/ABIPECS_relatorio_2012_pt.pdf>.

Acesso em: 03 jul. 2014.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION.

Standard methods for the examination of water and wastewater. 21th ed.

Washington: APHA/AWWA/WEF, 2005.

ÁVILA, R.O. de. **Avaliação do desempenho do sistema tanque séptico-filtro anaeróbio com diferentes meios suportes**. 2005. 166 p. Dissertação (Mestrado em Ciências e Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005. Disponível em:

<http://wwwp.coc.ufrj.br/teses/mestrado/rh/2005/Teses/AVILA_RO_05_t_M_rh_s.pdf>. Acesso em: 22 dez. 2014.

CAMPOS, C.M.M. et al. Avaliação do desempenho do reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) em escala laboratorial na remoção da carga orgânica de águas residuárias da suinocultura. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 29, n. 2, p. 390-399, 2006.

CAMPOS, C.M.M.; CARMO, F.R.; BOTELHO, C.G.; COSTA, C.C. Desenvolvimento e operação de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no tratamento dos efluentes da suinocultura em escala laboratorial. **Ciências Agrotécnicas**, v. 30, p. 140-147, 2006.

CARMO, F.R.; CAMPOS, C.M.M.; BOTELHO, C.G.; COSTA, C.C. Uso de lagoa aerada facultativa como polimento do reator anaeróbio de manta de lodo UASB no tratamento de dejetos de suínos em escala laboratorial. **Cienc. Agrot.**, v. 28, p. 600-607, 2004.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: DESA – UFMG, 1997. 246 p.

_____. C.A.L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2007. 380 p.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução Nº 340, 13 mai. 2011. **Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução Nº357, de 17 de março de 2005**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 27 dez. 2014.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL (COPAM). **Deliberação Normativa 120/2008**. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=14613>>. Acesso em: 03 out. 2013.

DOMINGUES, L. M. **Sistema combinado filtro anaeróbio-biofiltro aerado submerso: avaliação da partida e da nitrificação de esgoto sanitário**. 2005. 155 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP. 2005.

DOURMAD, J.Y.; GUINGAND, N.; LATIMIER, P.; SEVÉ, B. Nitrogen and phosphorus consumption, utilization and losses in pig production: France. *Livestock Production Science*, **Shannon**, v. 58, p. 199-211, 1999.

FORESTI, E. Utilização de lodo anaeróbio como fonte externa de carbono no processo de desnitrificação de águas residuárias. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 3, n. 1, p. 69-73, jan. 1999.

GONÇALVES, R.F. ; PASSAMANI, F.R.F. ; SALIM, F.P. ; SILVA, A.L.B.; MARTINELLI, G.; BAUER, D.G. **Associação de um Reator UASB e Biofiltros Aerados Submersos para o Tratamento de Esgoto Sanitário Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. In: CHERNICHARO, C.A.L. (Coord.). Belo Horizonte: Coletânea de Trabalhos Técnicos, 2000. p. 119-34.

GONÇALVES, R.F.; CHERNICHARO, C.A.L.; ANDRADE NETO, C.O.; ALÉM SOBRINHO, P.; KATO, M.T.; COSTA, R.H.R.; AISSE, M.M.; ZAIAT, M. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme**. Projeto PROSAB, Belo Horizonte, 2001. Cap. 4. p. 171-271.

ISHIZUKA, M.M. **A biotecnologia no tratamento de dejetos de suínos**. Embrapa Suínos e Aves. Disponível em: <<http://www.cnpsa.embrapa.br>>. Acessado em: 22 jun. 2014.

MATOS, A.T. de; SEDIYAMA, M.A.N.; FREITAS, S.P. Características químicas e microbiológicas do solo, influenciadas pela aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Revista Ceres**, v. 44, n. 254, p. 399-410, 1997.

MATOS, A.T. **Tratamento de resíduos agroindustriais**. [S.l.]. Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2005.

METCALF & EDDY, Inc. "Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse". **McGraw-Hill International Editions**, 3rd ed., New York, 1991.

NICOLELLA, C.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M; HEIJNEN, J.J. Wastewater treatment with particulate biofilm reactors. **Journal of Biotechnology**, v. 80, p. 1-33, 2000.

PRADO, M.A.C.; CAMPOS, C.M.M. Biogas production in the treatment of Coffea arabica L. processing wastewaters in UASB anaerobic reactor for the potential use in the coffee drying. **Revista Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 32, n. 3, p. 938-947, 2008.

SARAIVA, L.B. **Remoção de nutrientes em efluente de indústria de parboilização de arroz**. Rio Grande, 2000, 81p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) - Departamento de Química, Fundação Universidade Federal do Rio Grande. Rio Grande, 2000.

SILVA, V.G. da. **Monitoramento de parâmetros físicos, químicos e biológicos em um reator anaeróbio híbrido (RAH) em escala piloto, tratando água residuária do café produzido por via úmida**. 2007. 170 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2007.

SILVA JUNIOR, F.C.G. a. **Sistema combinado anaeróbio-aeróbio para remoção de nitrogênio e DQO de efluente petroquímico**. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, São Paulo. 2011.

SPERLING, M.V. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 1996. 211 p.

_____. M.V. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1997. 428 p.

_____. M.V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2005. 452 p.

_____.M.V. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**: Lodos ativados. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG. 2012. 428 p.

VAN DER PEET-SCHWERING, C.M.C.; JONGBLOED, A.W.; AAMICK, A.J.A. Nitrogen and phosphorus consumption, utilization and losses in pig production: The Netherlands. **Livestock Production Science**, Netherlands, v. 58, p. 213-24, 1999.

VILLAVERDE, S.; GARCIA-ENCINA, P.A.; FDZ-POLANCO, F. Influence of pH over nitrifying biofilm activity in submerged biofilters. **Water Research**, v. 31, n. 5, p. 1180-1186, 1997.

SPEECE, R. E. Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters. Nashville: **Vanderbilt University**, 1996. 394 p.