



FABIANA DE AMORIM

**UNIDADES COMBINADAS RAFA-SAC PARA
TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE
SUINOCULTURA**

LAVRAS – MG

2014

FABIANA DE AMORIM

**UNIDADES COMBINADAS RAFA-SAC PARA TRATAMENTO DE
ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, área de concentração em Hidrologia e Saneamento Ambiental, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador

Dr. Ronaldo Fia

LAVRAS - MG

2014

**Ficha Catalográfica Elaborada pela Coordenadoria de Produtos e
Serviços da Biblioteca Universitária da UFLA**

Amorim, Fabiana de.

Unidades combinadas RAFA-SAC para tratamento de água
residuária de suinocultura / Fabiana de Amorim. – Lavras : UFLA,
2014.

85 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2014.

Orientador: Ronaldo Fia.

Bibliografia.

1. Carga orgânica. 2. *Cynodon* ssp. 3. Taxa de aplicação
superficial. 4. Tratamento biológico. 5. Sistemas wetlands. I.
Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 628.16846

FABIANA DE AMORIM

**UNIDADES COMBINADAS RAFA-SAC PARA TRATAMENTO DE
ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, área de concentração em Hidrologia e Saneamento Ambiental, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 14 de agosto de 2014.

Dr. Claudio Milton Montenegro Campos UFLA

Dr. Daniel Coelho Ferreira IFF

Dr. Ronaldo Fia
Orientador

LAVRAS - MG

2014

Dedico
Aos meus pais

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pelas oportunidades. Pela fase curta e intensa deste curso.

À UFLA, a CAPES pelo financiamento da bolsa de pesquisa e à Fapemig pelo financiamento deste projeto.

Ressalto o pronto atendimento do meu orientador, Ronaldo Fia, que foi de extrema importância e decisivo para a conclusão deste trabalho. Pela confiança depositada em mim.

Às considerações realizadas na condução do experimento e amizade da Professora Fátima Resende Luiz Fia.

Aos graduandos colaboradores no monitoramento do projeto: Camila Ferreira Monteiro Chaves, Flávia Araújo França, Jaíza Ribeiro Mota e Silva, Juliano Rezende Mudadu Silva, Lorena Mesquita Terra e Pedro Polegato Pasqualin.

Aos técnicos do Laadeg (Laboratório de Análise de Água do Departamento de Engenharia), Wesley e Alex e ao técnico do laboratório de Análises de Águas Residuárias, Israel Ap. Rosa.

Aos componentes da banca Claudio Montenegro e Daniel Coelho, profissionais e amigos, com quem aprendi a conviver, principalmente, no período de iniciação científica durante a graduação, cujos valiosos conselhos serão sempre lembrados, agradeço.

Aos professores, colegas e companheiros do programa PPGRHSA

À Mary pelo carinho e orações.

Ao Antonio e sua família pelo carinho.

Agradeço à minha família que, mesmo distante, esteve mais perto que nunca.

RESUMO

Na pecuária brasileira tem se destacado a suinocultura, cuja produção de carne foi apontada como a terceira maior do mundo, e como contrapartida os sistemas produtivos são, potencialmente, poluidores ao ambiente. Os sistemas anaeróbios têm sido utilizados para tratamento de água residuária suinícola, necessitando de complementação para diminuir as cargas de nutrientes e reúso agrícola. Neste trabalho avaliou-se o efeito combinado de duas unidades de tratamento na remoção de matéria orgânica, na forma de demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), fósforo total (PT) e coliformes termotolerantes, sendo um reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente tipo RAFA com volume útil de 96 L, seguido de um sistema alagado construído (SAC) com capacidade para 237 L. O experimento foi conduzido em três fases, variando o tempo de detenção hidráulica (TDH) no reator anaeróbio de 59 h, 19,5 h e 5 h, e no SAC 146 h, 48 h e 13 h, respectivamente, nas fases 1, 2 e 3. A carga orgânica volumétrica (COV) aplicada foi de 1,2, 1,3 e 13,0 kg m⁻³ d⁻¹ de DQO no RAFA e as taxas de aplicação superficial (TAS) no SAC foram de 120, 130 e 464 kg ha⁻¹ d⁻¹ de NTK e 13, 51 e 240 kg ha⁻¹ d⁻¹ de PT e de 850, 656 e 6335 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DQO. As unidades combinadas removeram 0,07, 0,07 e 0,96 kg d⁻¹ de DQO total e 0,03, 0,07 e 0,14 kg d⁻¹ de DQO solúvel. Estatisticamente, as eficiências de remoção de NTK e PT no sistema foram de, aproximadamente, 35%, não havendo diferença significativa entre as fases. Porém, em termos de carga removida, houve maior remoção com o aumento da carga aplicada. Houve aumento nas concentrações de proteína bruta, NTK e PT no tecido do capim-tifton 85 com o aumento da TAS de nutrientes. Embora tenha ocorrido redução dos coliformes nas duas primeiras etapas avaliadas, os valores de coliformes presentes no efluente podem restringir a reutilização da água residuária na agricultura, necessitando, ainda, de polimento para ampliar as possibilidades de reúso. As características apresentadas pelo efluente do sistema nas diferentes fases não alcançaram os padrões ambientais para lançamento em cursos de água, dentre as variáveis avaliadas, mas seu potencial nutricional deve ser utilizado para produção agrícola.

Palavras-chave: Carga orgânica. *Cynodon* ssp. Taxa de aplicação superficial. Tratamento biológico. Sistemas wetlands.

ABSTRACT

The swine breeding has been highlighted in the Brazilian cattle breeding, on which the meat production was found to be the third major in the world. However, the production systems are potential environmental pollutant, and the anaerobic systems have been used for treatment of swine residual water, requiring complementation to reduce loads of nutrients and agricultural reuse. In this work, we assessed the associated effect of two units of treatment in removal of organic matter as chemical oxygen demand (COD), total Kjeldahl nitrogen (TKN), total phosphorus (TP) and thermotolerant coliforms. This was a anaerobic reactor of mud layer and RAFA type upward flow with 96 liters volume, followed by a constructed wetland system (CWS) with 237 liters capacity. The experiment was performed for three phases, with variation in the hydraulic retention time (HRT), respectively, of 59, 19.5 and 5 hours, in the anaerobic reactor, and of 146, 48 and 13 hours in the CWS. The volumetric organic loading rate (VOLR) was used, which was 1.2, 1.3, and 13.0 kg.m⁻³.d⁻¹ of COD in the RAFA. The surface application rates (SAR) in the CWS were 120, 130 and 464 kg.ha⁻¹.d⁻¹ of TKN; 13, 51 and 240 kg.ha⁻¹.d⁻¹ of TP; and 850, 656 and 6335 kg.ha⁻¹.d⁻¹ of COD. The associated units removed 0.07, 0.07 and 0.96 kg.d⁻¹ of total COD and 0.03, 0.07 and 0.14 kg.d⁻¹ of soluble COD. The removal efficiencies of TKN and TP in the system was approximately 35%, and there was no statistically significant differences among phases. However, there was greater removal with the load increase. Besides, the crude protein concentration, TKN and TP increased in Tifton 85 grass, with increase of nutrient SAR. Although there was reduction in the first two phases, the content of coliforms found in the effluent may limit the residual water reuse in the agriculture, requiring polishing to extend possibilities of reuse. Therefore, the characteristics showed by the system effluent in different phases did not reach the environmental patterns for launching into water courses, but its nutritional potential should be used for agricultural production.

Key-words: Organic loading. *Cynodon* spp. Surface application rate. Biological treatment. Wetland systems.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 Diagrama esquemático do reator, tipo RAFA (1A) e vista superior e cortes (1B), utilizado, experimentalmente, no tratamento da água residuária da suinocultura 32
- Figura 2 Unidades experimentais: reator anaeróbio de manta de lodo tipo RAFA (A) e do sistema alagado construído (B), utilizados, experimentalmente, no tratamento da água residuária da suinocultura 33
- Figura 3 Diagrama esquemático do sistema alagado construído chicanado utilizado, experimentalmente, no tratamento da água residuária da suinocultura 34
- Figura 4 Variação da temperatura ao longo do período de monitoramento dentro da casa de vegetação (A) e na água residuária em tratamento (B). As linhas verticais dentro das figuras indicam as mudanças de fase no monitoramento 41
- Figura 5 Variação da umidade relativa do ar ao longo do período de monitoramento dentro da casa de vegetação. As linhas verticais dentro das figuras indicam as mudanças de fase no monitoramento 43
- Figura 6 Variação dos valores de pH afluente e efluente do reator anaeróbio (RAFA) e do sistema alagado construído (SAC). As linhas verticais dentro das figuras indicam as mudanças de fase no monitoramento 44
- Figura 7 Variação dos valores de alcalinidade bicarbonato (AB) e ácidos voláteis totais (AVT) afluente e efluente do reator anaeróbio (RAFA). As linhas verticais dentro das figuras indicam as mudanças de fase no monitoramento 45

- Figura 8 Variação dos valores de alcalinidade bicarbonato ($AB - \text{mg L}^{-1}$ de CaCO_3) e ácidos voláteis totais ($AVT - \text{mg L}^{-1}$ de HAc) efluentes do RA (A), e da relação entre alcalinidade intermediária (AI) e alcalinidade parcial (AP) parcial alcalinidade no efluente do RA (B). As linhas verticais dentro das figuras indicam as mudanças de fase no monitoramento 47
- Figura 9 Variação dos valores de demanda química de oxigênio total (DQO_T) afluente e efluente do reator anaeróbio (RAFA) e do sistema alagado construído (SAC) (A), e carga orgânica removida na forma de DQO_T pelo RAFA, pelo SAC e pelo sistema de tratamento (total) (B). As linhas verticais dentro das figuras indicam as mudanças de fase no monitoramento 48
- Figura 10 Variação dos valores de demanda química de oxigênio solúvel (DQO_s) afluente e efluente do reator anaeróbio (RAFA) e do sistema alagado construído (SAC) (A), e carga orgânica removida na forma de DQO_s pelo RAFA, pelo SAC e pelo sistema de tratamento (total) (B). As linhas verticais dentro das figuras indicam as mudanças de fase no monitoramento 50
- Figura 11 Variação dos valores de sólidos totais (ST) (A) e sólidos suspensos totais (SST) (B) afluente e efluente do reator anaeróbio (RAFA) e do sistema alagado construído (SAC), observados durante a condução do experimento. As linhas verticais dentro das figuras indicam as mudanças de fase no monitoramento 54

- Figura 12 Variação da concentração de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis totais (SVT) em amostras de lodo juntamente com o efluente em tratamento, coletadas ao longo da altura do reator anaeróbio (10, 30 e 50 cm) considerando a base, ao longo do período experimental. As linhas verticais dentro das figuras indicam as mudanças de fase no monitoramento 55
- Figura 13 Variação dos valores de nitrogênio total Kjeldhal (NTK) (A) e fósforo total (PT) (B) afluente e efluente do reator anaeróbio (RAFA) e do sistema alagado construído (SAC), observados durante a condução do experimento. As linhas verticais dentro das figuras indicam as mudanças de fase no monitoramento 59
- Figura 14 Variação da carga removida de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total (PT) no reator anaeróbio (RAFA), no sistema alagado construído (SAC), e na soma dos dois (total) nas diferentes Fases de condução das unidades tratamento. A caixa descreve os 50% centrais da distribuição e vai desde o primeiro quartil (linha horizontal inferior) com 25% dos dados até o terceiro quartil (linha horizontal superior) com 75% dos dados, a linha que divide a caixa representa o valor médio dos dados observados 63
- Figura 15 Produção de massa verde e massa seca (A), e concentração de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), proteína bruta (PB) e fósforo total (PT) na matéria seca (B) do capim-tifton 85 cultivado no sistema alagado construído (SAC) após receber diferentes aportes de nutrientes nas três fases de monitoramento do sistema de tratamento 65

- Figura 16 Crescimento gradativo da tifton-85 ao longo do sistema alagado construído (SAC) observado no final na terceira Fase de monitoramento após receber diferentes aportes de nutrientes provenientes dos efluentes da suinocultura 66
- Figura 17 Extração de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total (PT) ao longo do experimento (A) e (B) e percentual de extração em relação ao aporte total de nutrientes ao longo do período experimental (C) pelo capim-tifton 85 cultivado no sistema alagado construído (SAC), após receber diferentes aportes de nutrientes, nas três Fases de monitoramento do sistema de tratamento..... 70
- Figura 18 Variação no número mais provável de coliformes totais (CT) e coliformes termotolerantes (CTer) no afluente e efluentes do reator anaeróbio (RAFA) e do sistema alagado construído (SAC) nas diferentes Fases de operação do sistema de tratamento. As linhas verticais dentro das figuras indicam as mudanças de fase no monitoramento 72

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Características operacionais médias observadas no RAFA e no SAC nas diferentes fases de operação do sistema de tratamento	37
Tabela 2	Remoção de carga orgânica, em kg d^{-1} , em termos de demanda química de oxigênio total (DQO_T) e demanda química de oxigênio solúvel (DQO_S), no reator anaeróbio (RAFA), no sistema alagado construído (SAC), e na soma dos dois (Total) nas diferentes fases de condução das unidades de tratamento.....	49
Tabela 3	Eficiência de remoção (%) de demanda química de oxigênio total (DQO_T) e demanda química de oxigênio solúvel (DQO_S), no reator anaeróbio (RAFA), no sistema alagado construído (SAC), e na soma dos dois (total) nas diferentes fases de condução das unidades de tratamento.....	51
Tabela 4	Eficiência de remoção (%) de sólidos totais (ST) e sólidos suspensos totais (SST) no reator anaeróbio (RAFA), no sistema alagado construído (SAC), e na soma dos dois (total) nas diferentes fases de condução das unidades de tratamento	56
Tabela 5	Remoção de carga de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total (PT), em g d^{-1} , e eficiência de remoção (%) de NTK e PT no reator anaeróbio (RAFA), no sistema alagado construído (SAC), e na soma dos dois (total) nas diferentes Fases de condução das unidades de tratamento.....	61
Tabela 6	Valores de condutividade elétrica (CE) afluyente e efluente do sistema alagado construído (SAC), nas diferentes Fases de condução da unidade tratamento	67

Tabela 7	Remoção de coliformes totais (CT) e coliformes termotolerantes (CTer), em %, no reator anaeróbio (RAFA), no sistema alagado construído (SAC), e na soma dos dois (total) nas diferentes Fases de condução das unidades tratamento	73
----------	---	----

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

AB	alcalinidade bicarbonato
ABIPECS	Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína
ABPA	Associação Brasileira de Proteína Animal.
AI	alcalinidade intermediária
ANAMMOX	Anaerobic Amonium Oxidation)
ANUALPEC	Anuário da Pecuária Brasileira
AP	alcalinidade parcial
APHA	American Public Health Association
ARS	água residuária de suinocultura
AVT	ácidos voláteis totais
AWWA	American Water Works Association;
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CE	condutividade elétrica
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
COB	carga orgânica biológica
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COPAM	Conselho de Política Ambiental de Minas Gerais
COV	carga orgânica volumétrica
COVs	cargas orgânicas volumétricas
CRA	caixa de retenção de areia
CT	coliformes totais
CTer	coliformes termotolerantes
DBO	demanda bioquímica de oxigênio
DQO	demanda química de oxigênio
DQOs	demanda química de oxigênio solúvel

DQO _T	demanda química de oxigênio total
DZO	Departamento de Zootecnia
E. Coli	Escherichia Coli
FAO	Food and Agriculture Organization
FAPEMIG	Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais
LAADEG	Laboratório de Análise de Água do Departamento de Engenharia
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.
N ₂	molécula de nitrogênio
NMP	número mais provável
NTK	nitrogênio total Kjeldahl
PB	proteína bruta
PE	peneira estática
PEBD	polietileno transparente de baixa densidade
pH	potencial hidrogeniônico
PT	fósforo total
PVC	policloreto de polivinila
Q	vazão
RAFA	reator anaeróbio de manta de lodo de fluxo ascendente
SAC	Sistema Alagado Construído
SACs	Sistemas Alagados Construídos
SST	sólidos suspensos totais
ST	sólidos totais
SVT	sólidos voláteis totais
TAE	tanque de acidificação e equalização
TAS _{DQO}	taxa de aplicação superficial de demanda química de oxigênio
TAS _{NTK}	taxa de aplicação superficial de nitrogênio total Kjeldahl
TAS _{PT}	taxa de aplicação superficial de fósforo total
TDH	tempo de detenção hidráulica

UASB	upflow anaerobic sludge blanket
UFLA	Universidade Federal de Lavras
WEF	Water Environment Federation
WHO	World Health Organization

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	18
2	REFERENCIAL TEÓRICO	21
2.1	Suinocultura	21
2.2	Sistema de tratamento de efluentes suínolas	23
2.2.1	Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente - RAFA	25
2.2.2	Sistemas Alagados Construídos	26
3	MATERIAL E MÉTODOS	30
3.1	Localização do experimento	30
3.2	Configuração do Aparato Experimental	30
3.3	Partida do Sistema	35
3.4	Procedimento Experimental	35
3.5	Vegetação do Sistema Alagado Construído (SAC)	38
3.6	Testes estatísticos	40
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
4.1	Condições Ambientais	41
4.2	Estabilidade e Remoção de Matéria Orgânica	43
4.3	Remoção de Nutrientes	58
4.4	Remoção de Nutrientes pela planta	64
4.5	Coliformes totais e termotolerantes	71
5	CONCLUSÕES	75
	REFERENCIAS	76

1 INTRODUÇÃO

Estudos e investimentos na suinocultura posicionaram o Brasil em quarto lugar no ranking de produção e exportação mundial de carne suína. Alguns elementos como sanidade, nutrição, bom manejo da granja, produção integrada e, principalmente, aprimoramento gerencial dos produtores, contribuíram para aumentar a oferta interna e colocar o país em destaque no cenário mundial (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO, 2014).

A suinocultura é uma atividade relevante na pecuária brasileira, cuja produção de carne foi apontada como a terceira maior do mundo. Atualmente, o Brasil representa 10% do volume exportado de carne suína em termos globais, chegando a lucrar mais de US\$ 1 bilhão por ano (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO, 2014). O aumento da produção com a implantação de sistemas intensivos, tipo confinamento, elevam o potencial poluidor desta atividade.

A capacidade poluidora dos dejetos de suínos é superior ao de outras espécies, a exemplo da humana, pois enquanto a DBO gerada por um suíno com 85 kg de peso vivo varia de 189 a 208 g dia⁻¹, a DBO gerada por um ser humano está entre 45 a 75 g dia⁻¹. Em estudo feito por Oliveira (1993), verificou-se que estes dejetos chegam a apresentar 52.000 mg L⁻¹ de DBO, enquanto o esgoto humano contém de 250 a 300 mg L⁻¹ de DBO (VON SPERLING, 2005). Por esta razão, o impacto no lançamento dos dejetos destes animais no ambiente tem sido bastante discutido por pesquisadores por ser poluidor e nocivo à atmosfera, água e solo afetando desde as formas mais simples de vida até as mais complexas, incluído o homem, sendo necessário o desenvolvimento de tecnologias de tratamento que minimizem esse problema, com o menor custo possível.

Ainda é importante salientar que em razão do excesso de N e P, os dejetos de suínos podem acarretar problemas de eutrofização das águas superficiais, quando lançados em corpos de água, provocando perda de biodiversidade, contaminação das águas e doenças de veiculação hídrica (SEGANFREDO, 2007; WANG, 2009). Sendo assim, a suinocultura brasileira, embora em posição destacável em termos de produção, ainda, não universalizou os princípios de tratamento de dejetos, ocasionando impactos ambientais (GARTNER; GAMA, 2005).

Nesse sentido, alguns sistemas anaeróbios, por apresentarem vantagens na relação de eficiência e ocupação de áreas compactas, recebem destaque para tratamento de efluentes com alta carga de matéria orgânica. Todavia, quando empregados, particularmente, para o tratamento de águas residuárias agroindustriais, os efluentes destes sistemas de tratamento, ainda, apresentam concentrações de matéria orgânica e de nutrientes como nitrogênio (N) e fósforo (P) acima do valor tolerado pela legislação, necessitando de polimento.

E os sistemas alagados construídos (SACs) podem ser utilizados na complementação dos sistemas anaeróbios, com o principal objetivo de remover nutrientes. A aplicação combinando ambos os processos, anaeróbio e aeróbio/anóxico, proporciona grande potencial para tratamento dessas águas residuárias.

Em se tratando de aspectos econômicos e técnicos, a combinação entre os sistemas anaeróbio e aeróbio/anóxico exibe ser uma alternativa viável, pois esse sistema promove oxidação carbonácea, nitrificação, desnitrificação e, algumas vezes, remoção de fósforo. Por conseguinte, essa combinação torna plausível aproveitar as vantagens de cada processo e minimizar seus aspectos negativos.

Assim, o objetivou-se neste trabalho avaliar a eficiência de unidades de tratamento, combinando RAFA e SAC na degradação de efluente da

suinocultura, observando remoção de matéria orgânica, nutrientes e coliformes termotolerantes. Ainda, verificar a possibilidade de reúso para produção de capim-tifton 85.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Suinocultura

Em 2012, segundo as entidades que acompanham o setor, o Brasil produziu cerca de 3,5 milhões de toneladas de carne suína, sendo considerado o terceiro maior produtor e quarto maior exportador (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA E EXPORTADORA DE CARNE SUÍNA, 2013). Somente no mês de abril de 2014, o Brasil exportou 42.623 toneladas de carne suína e obteve uma receita de US\$ 118,66 milhões, um aumento de 19,66% em volume e de 19,74% em valor, na comparação com o mesmo mês de 2013 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL, 2014).

Sob o ponto de vista social e econômico, a suinocultura tem uma contribuição significativa na sociedade rural e urbana, tendo a sua base produtiva o sistema confinado, que associado à melhoria da genética animal, permite alta produção de carne em reduzido espaço físico e curto intervalo de tempo, quando comparado com outros animais de médio porte (PERDOMO; LIMA; NONES, 2001; SALEH, 2003). Esta atividade é caracterizada como altamente poluidora em função da quantidade da matéria orgânica produzida. Atualmente, a sua viabilidade exige observação de parâmetros de lançamento cada vez mais rigorosos exigidos pela legislação ambiental brasileira (BRASIL, 2011; MINAS GERAIS, 2008).

Silva, Bassi e Nascimento (2011), destacada a contraposição da importância econômica e social inegáveis, o espaço geográfico no qual a suinocultura se desenvolve está cada vez mais, ambientalmente, degradado, principalmente, por causa do aumento de produtividade por animal e por área,

causando contaminação da água, do solo e do ar em função do descarte inadequado dos efluentes.

Os dejetos lançados, nos corpos d'água, resultam no rápido aumento populacional das bactérias aeróbias que são os principais decompositores da matéria orgânica, e, por conseguinte, observa-se o consumo do oxigênio dissolvido na água para o seu crescimento e, conseqüentemente, a asfixia das formas aeróbias de vida aquática. Se a descarga ou lançamento for contínuo, poderá levar à formação de ambiente anaeróbio o que acarretará a morte dos seres aeróbios na parte afetada do corpo d'água. Quando a ração ou dieta dos suínos for rica em proteínas, verifica-se aumento do teor de N e P nos corpos d'água provocando a proliferação de algas, em virtude da eutrofização.

No solo e dependendo da composição mineral da ração utilizada, pode ocorrer acúmulo de cátions causando problemas de salinização e sodificação. Estudos feitos por Ceretta et al. (2003), no Estado do Rio Grande do Sul, mostraram que, sendo o nitrogênio um dos principais constituintes do esterco líquido de suínos, cerca de 50% deste está na forma mineral e, ao ser aplicado, tem efeito imediato no crescimento das plantas. No entanto, por meio de escoamento superficial e lixiviação, o nitrogênio pode contaminar os mananciais de água com nitratos. Em estudo feito nos Estados Unidos mostrou-se que teores de nitratos detectados no lençol freático de solos tratados com altas quantidades de ARS ($160 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) são 10 vezes maiores que os de solos não tratados (PERDOMO; LIMA; NONES, 2001).

Quanto ao fósforo, aproximadamente, dois terços estão presentes no esterco líquido de suínos na forma não solúvel em água, fazendo parte de estruturas orgânicas. As elevadas concentrações de fósforo nas ARS apresentam grande potencial para utilização nas produções agrícolas, visto que esse nutriente é considerado o mais limitante na produção vegetal brasileira por nossos solos

apresentarem baixa disponibilidade, principalmente, nos do cerrado, mais ácidos.

Entretanto, sua maior presença na camada superficial do solo é indesejável, pois favorece as perdas por escoamento superficial que, junto com o N, que se movimenta no perfil do solo (CERETTA et al., 2003). E, apesar de não apresentar problemas de ordem sanitária nas águas de abastecimento, o excesso deste elemento nos corpos hídricos promove o crescimento exagerado de algas e outros organismos, causando eutrofização (VON SPERLING, 2005).

2.2 Sistema de tratamento de efluentes suinícolas

Um sistema de tratamento de efluentes pode ser composto de diversas unidades que potencializam os processos de remoção e degradação de matéria orgânica, desde a água residuária bruta até a fase final, que consiste no reúso ou mesmo no lançamento nos corpos d'água sem comprometer o ambiente. Os principais estágios ou etapas de tratamento podem ser divididos em unidades de tratamento preliminar e primário, unidades de tratamento secundário e unidades de tratamento terciário (VON SPERLING, 2005; METCALF; EDDY, 2003).

As fases preliminares e primárias de tratamento são compostas, geralmente, por unidades físicas ou físico-químicas de tratamento. Podem realizar a remoção em torno de 90% do material grosseiro ou abrasivo (folhas, ramos, materiais flutuantes, areias, etc.) e dos sólidos em suspensão presentes nos efluentes que podem provocar obstrução de canais de adução da água residuária. As unidades comumente empregadas são grades, peneiras, caixas de areia, decantadores, tanques de equalização e acidificação entre outros.

Posteriormente, na fase secundária, são empregados mecanismos biológicos de remoção de matéria orgânica biodegradável (dissolvida ou em suspensão). Essas unidades podem utilizar os processos aeróbio, anaeróbio e

anóxicos. As lagoas de tratamento são unidades que apresentam essa característica, assim como os diversos tipos de reatores, tanques sépticos, filtros biológicos, entre outras.

E, finalmente, temos as unidades destinadas à remoção de poluentes específicos como nutrientes, compostos não biodegradáveis, microrganismos patogênicos e, ainda, a remoção, complementar de matéria orgânica não, suficientemente, removida no tratamento secundário, às chamadas unidades de tratamento terciárias, também, descritas como unidades de polimento.

Entretanto, essa divisão das unidades de tratamento de caráter didático não representa a exclusividade de processos específicos em cada unidade, mas, sim, a predominância, pois ocorre na maioria das vezes processos diferentes, simultaneamente, conforme a complexidade dos ciclos biogeoquímicos na natureza.

As águas residuárias da suinocultura (ARS) são caracterizadas por apresentarem elevadas cargas biológicas e por essa razão o processo de digestão anaeróbia é uma solução de baixo custo para o tratamento. São indicadas unidades nas quais prevalecem os processos anaeróbios de degradação, como os reatores anaeróbios de fluxo ascendente (RAFA). Entretanto, os efluentes gerados nestas unidades, ainda, apresentam elevada concentração orgânica e de nutrientes como nitrogênio e fósforo, sendo necessária utilização de unidades complementares para remover os excessos prejudiciais para posterior reúso dessas águas.

Com o objetivo de obter uma melhor eficiência na remoção, principalmente, de nitrogênio e fósforo nos processos de tratamento, pesquisadores têm desenvolvido seus trabalhos na combinação dos processos anaeróbios com processos aeróbios e anóxicos, (WESTERMAN et al., 2000; PEREIRA-RAMIREZ et al., 2003; WEI et al., 2010; DUDA; OLIVEIRA, 2011). Esta combinação de reatores com variação no potencial de oxirredução

do líquido em tratamento tem sido estudada para remoção de matéria orgânica, fósforo e para a remoção de nitrogênio via nitrificação/desnitrificação, onde o nitrito e o nitrato gerados na fase aeróbia são reduzidos a N_2 na fase anóxica; por bactérias facultativas, ou, pelo processo ANAMMOX (*Anaerobic Amonium Oxidation*), na qual é utilizado o oxigênio do nitrito como aceptor de elétrons para se obter N_2 . Os sistemas alagados construídos (SACs), também, podem ser considerados como unidades terciárias de tratamento.

2.2.1 Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente - RAFA

Os diversos tipos de reatores anaeróbios utilizam processos fermentativos para degradação da matéria orgânica, principalmente carbonácea, reduzindo as concentrações afluentes e formando biogás. O processo de digestão anaeróbia ocorre na interação de diversos microrganismos, cada um com comportamento fisiológico diferente, envolvidos nas fases de hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (LETTINGA et al., 1996).

O funcionamento desejável em reatores anaeróbios está condicionado aos requisitos de ambientação para a manutenção do ecossistema presente, observando as necessidades nutricionais das populações microbianas, como a temperatura de operação. Dentre estes requisitos, destacam-se pH, alcalinidade e ácidos voláteis, que estão intimamente relacionados entre si, além da possibilidade de inibição das atividades microbianas associadas a materiais tóxicos presentes nos substratos utilizados (CHERNICHARO, 2007).

Em decorrência da ampliação de conhecimento na área, os sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos, notadamente os reatores de manta de lodo, em razão do amplo conhecimento científico passam a ocupar uma posição de destaque mundial e especialmente em nosso país, face às favoráveis condições climáticas. Em termos de remoção, os reatores anaeróbios apresentam

eficiências de remoção em torno de 70% para esgoto doméstico (CHERNICHARO, 2007).

A utilização de RAFA no tratamento de ARS necessita de complementação com outras unidades, pois, embora os reatores anaeróbios apresentem boas eficiências de remoção, os efluentes da suinocultura apresentam elevadas concentrações.

Apesar de terem avaliado cargas orgânicas elevadas, acima de $10 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DQO, Duda e Oliveira (2011), Oliveira e Santana (2011), Pereira, Campos e Moterani (2010) e Pereira-Ramirez et al. (2003) obtiveram eficiências de remoção de DQO acima de 80%, ao avaliarem o tratamento de ARS em reator UASB, no entanto os efluentes apresentaram concentrações entre 870 e 5.300 mg L^{-1} de DQO. Assim, o uso de sistemas anaeróbios como único tratamento, geralmente, não satisfaz as exigências quanto ao lançamento de despejos em cursos d'água (BRASIL, 2011; MINAS GERAIS, 2008). É possível, então, a obtenção de maior eficiência na remoção de poluentes de efluentes ao se trabalhar com tratamentos conjugados.

2.2.2 Sistemas Alagados Construídos

Os SACs são sistemas artificiais de tratamento de esgoto constituídos por lagoas ou canais rasos (geralmente menos de 1 m de profundidade) vegetados com plantas aquáticas ou macrófitas e que se baseiam em processos naturais biológicos, físicos e químicos para o tratamento de águas residuárias. Geralmente possuem camada impermeável ou revestimento sintético e estruturas para controlar a direção do escoamento, o tempo de detenção do efluente e seu nível. Dependendo do tipo de sistema, eles podem ou não conter um meio poroso inerte como a brita, cascalho ou areia.

São sistemas projetados e construídos, para simular os processos naturais que envolvem a vegetação de zonas úmidas, solos e os microrganismos associados auxiliando no tratamento de águas residuárias. São projetados para utilizar os mesmos processos que ocorrem em áreas úmidas naturais, mas sob ambiente mais controlado.

Os SACs podem ser categorizados, de acordo com os parâmetros de dimensionamento, sendo dentre os mais importantes o critério hidráulico (escoamento superficial e subsuperficial), tipo de crescimento de plantas macrófitas (emergentes, submersas e de superfície) e tipo de fluxo (horizontal e vertical). Cada tipo de escoamento proporciona diferente grau de interação do efluente com as raízes, rizomas e biota microbiana (KADLEC; WALLACE, 2008). Os sistemas alagados construídos apresentam elevado potencial de aplicação no tratamento de diversas águas residuárias, já sendo utilizados há décadas (VYMAZAL, 2010).

Esses sistemas caracterizam-se por apresentar moderado custo de instalação, reduzido consumo de energia e manutenção, estética paisagística e aumento do habitat para a vida silvestre (BRASIL; MATOS; SOARES, 2007).

Diversas plantas têm sido utilizadas e indicadas para cultivo nos sistemas, por, naturalmente, ocorrerem em locais com condições semelhantes ou suportarem as condições anaeróbias/anóxicas que ocorrem no sistema. Vymazal (2013) realizou revisão sobre as plantas mais utilizadas nesse sistema, identificou cerca de 150 espécies no mundo, predominando os gêneros *Typha sp*, *Scirpus sp*, *Pragmites sp*, *Juncus sp* e *Eleocharis sp*. No Brasil, as gramíneas do gênero *Cynodon*, como capim tifton-85, têm sido utilizadas em SACs tratando ARS (QUEIROZ et al., 2004; MATOS; FREITAS; LO MONACO, 2009; FIA et al., 2011; FIA et al., 2014)

Em condições tropicais e com a aplicação de maiores cargas orgânicas provenientes de efluentes da suinocultura, Matos, Freitas e Lo Monaco (2009)

verificaram que a taboa foi capaz de remover cerca de $160 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ de N e $19,1 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ de P. Brasil. Matos e Soares (2007), também, em condições tropicais, obtiveram taxas de remoções de $10,6 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ de N e de $3,2 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ de P, ao tratar esgoto doméstico em SAC de escoamento horizontal cultivados com taboa. Além da utilização dos SACs como reatores para remoção de nutrientes, esses, também, são eficientes na remoção de sólidos em suspensão (MATOS et al., 2010a), podendo funcionar como decantadores secundários.

Queiroz et al. (2004), avaliando gramíneas forrageiras (capim quicuiu da Amazônia, capim braquiária, capim coastcross e capim tifton 85), no tratamento de ARS, verificou que o capim-tifton 85 se mostrou mais adequado para o cultivo, pois apresentou alta produtividade, maior capacidade de extração de nutrientes, rápida recuperação pós corte.

Os SACs têm potencial para remover compostos e nutrientes de águas residuárias da suinocultura (POACH et al., 2007; LEE; MANQUIZ; KIM, 2010; MATOS; FREITAS; LO MONACO, 2010; BORIN; POLITEO; STEFANI, 2013), porque a vegetação e os organismos presentes neste ambiente podem adaptar-se às características das águas residuárias e utilizar os vários poluentes orgânicos e inorgânicos em processos metabólicos (KADLEC; WALLACE, 2008). Esses sistemas de tratamento são apropriados, especialmente, para o pós-tratamento de águas residuárias (MEERS et al., 2005; DENG et al., 2008; HARRINGTON; SHOLZ, 2010).

Baseado nos resultados da literatura, nota-se que o uso de reatores combinados (anaeróbio/aeróbio/anóxico) aumenta a eficiência de remoção tanto de matéria orgânica quanto de nitrogênio e fósforo. Além disso, o uso de SACs como unidades de polimento permite a obtenção de efluentes de melhor qualidade e que podem atender a legislação ambiental vigente para disposição em cursos de água. No entanto, a base de dados referentes ao tratamento de águas residuárias da suinocultura em reatores conjugados é, relativamente,

pequena o que demanda pesquisas para determinação de parâmetros de projetos para uso em maior escala, visto que, atualmente, muitos projetos são realizados utilizando-se parâmetros obtidos no tratamento de efluentes domésticos, sabidamente diferentes dos efluentes da suinocultura.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Localização do experimento

O experimento foi conduzido na área de tratamento de efluentes do Departamento de Zootecnia, sob a responsabilidade do Departamento de Engenharia, na Universidade Federal de Lavras, em Lavras, Minas Gerais, com coordenadas geográficas de 21° 14' latitude sul e 45° 00' longitude oeste, e a altitude média de 920 m.

A água residuária da suinocultura (ARS) foi proveniente da granja suinícola do Departamento de Zootecnia (DZO) da UFLA. O escoamento da ARS ocorre por uma rede de coleta enterrada, confeccionada em PVC, sendo parte da vazão direcionada para uma lagoa de infiltração e outra para um sistema composto por unidades de tratamento preliminares, primárias e secundárias. Neste trabalho, a ARS utilizada passou previamente por uma caixa de retenção de areia (CRA), medidor de vazão, peneira estática (PE) e tanque de acidificação e equalização (TAE), do qual parte da ARS foi bombeada para reservatórios que, posteriormente, iriam alimentar os reatores. Maiores detalhes deste sistema podem ser verificados no trabalho realizado por Pereira, Campos e Moterani (2011).

3.2 Configuração do Aparato Experimental

Após passar pela CRA, medidor de vazão, PE e TAE, parte do efluente foi bombeado para um reservatório com capacidade de 1.000 L e depois para outro com capacidade de 500 L, instalados em diferentes cotas no terreno para garantir a alimentação contínua do sistema avaliado. Do último reservatório, a ARS pré-tratada foi bombeada por meio de uma bomba dosadora a solenoide

para o reator anaeróbio de manta de lodo e escoamento ascendente (RAFA) e, depois por gravidade, para um sistema alagado construído com escoamento subsuperficial horizontal (SAC). O sistema de tratamento foi instalado em ambiente protegido, com estrutura tipo arco, cobertura de polietileno transparente de baixa densidade (PEBD) de 150 mm, com 12 m de comprimento por 10 metros de largura, 3 m de pé-direito e arcos de 1,5 m. Nas laterais da estufa foi instalado sombrite 50% na cor preta, de maneira que a ambiência interna sofria, em relação à externa, pequenas variações.

Tanto o reator anaeróbio quanto o SAC foram construídos em fibra de vidro. O reator anaeróbio tem formato cilíndrico, com diâmetro na base de 0,50 m e altura útil (líquido) de 0,60 m (Figuras 1 e 2A). Internamente possui um decantador com formato semelhante a um cone invertido, com fixação na parte interna da parede em pontos alternados, que devem auxiliar na deflexão dos sólidos aderidos ao biogás produzido pelas reações bioquímicas. Na parte superior existe uma câmara para onde o gás é deslocado. A alimentação do reator ocorre na parte superior, por um tubo que atravessa todo compartimento interno até a parte inferior, na base, para o escoamento ser ascendente. Instalado a, aproximadamente, de 0,10 m acima do fundo, existe um fundo falso contendo 40 orifícios com 0,02 m de diâmetro para diminuir possíveis fluxos preferenciais.

A estimativa do volume desse reator foi realizada antes de sua instalação definitiva, onde numa posição nivelada com o solo foi sendo introduzida água com auxílio de um recipiente graduado, até que se iniciasse o escoamento no tubo de saída, encontrando, assim, um volume útil de 96 L.

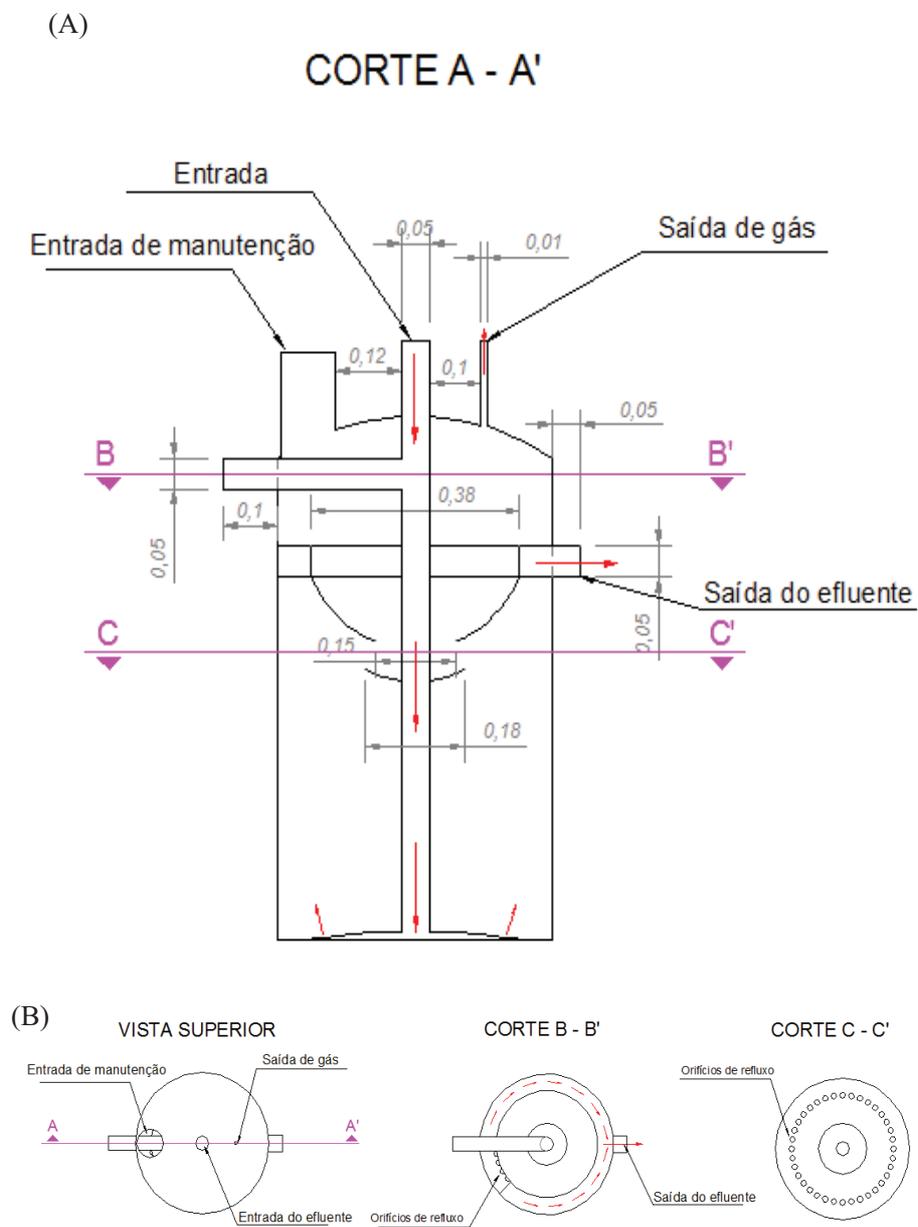


Figura 1 Diagrama esquemático do reator, tipo RAFA (1A) e vista superior e cortes (1B), utilizado, experimentalmente, no tratamento da água residuária da suinocultura

(A)



(B)



Figura 2 Unidades experimentais: reator anaeróbio de manta de lodo tipo RAFA (A) e do sistema alagado construído (B), utilizados, experimentalmente, no tratamento da água residuária da suinocultura

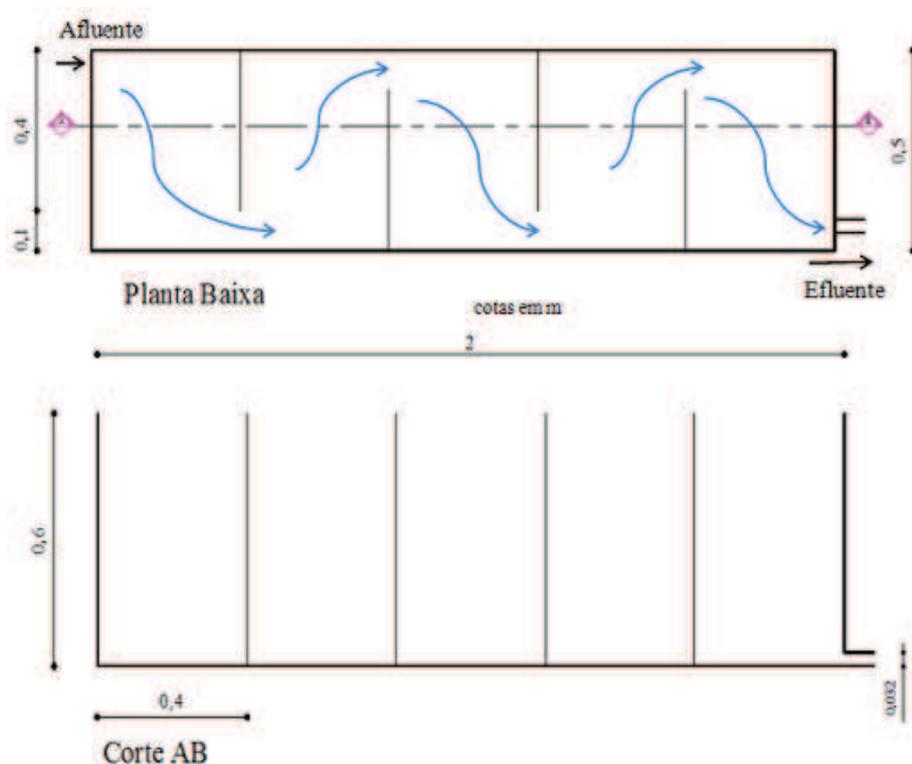


Figura 3 Diagrama esquemático do sistema alagado construído chicanado utilizado, experimentalmente, no tratamento da água residuária da suinocultura

O SAC utilizado neste experimento havia sido unidade de polimento em trabalho anterior, vegetado com taboa, que recebeu efluente pré-tratado em reator UASB, durante 200 dias. Permaneceu, posteriormente, em repouso por 22 meses (abril/2012 a fev/2014) recebendo água de chuva, conforme índices pluviométricos locais, uma vez que o plástico que cobria a estrutura da estufa foi danificado após período experimental (FIA et al., 2014). Esta unidade possui dimensões de 2,0 m de comprimento por 0,5 m de largura e 0,70 m de altura, e preenchida com brita zero, como meio de suporte até a altura de 0,55 m, apresentando volume de vazios de $0,494 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ e 4 chicanas igualmente

espaçadas ao longo da estrutura (Figuras 2B e 3). O escoamento subsuperficial ocorreu 0,05m abaixo da superfície, totalizando um volume útil de 237 L.

3.3 Partida do Sistema

A partida do sistema ocorreu com a inoculação do reator anaeróbio com lodo, proveniente de um reator UASB, utilizado no tratamento da ARS proveniente do setor de suinocultura do DZO/UFLA (PEREIRA et al., 2011). A concentração de sólidos voláteis totais (SVT) no lodo foi de $32,8 \text{ kg m}^{-3}$, determinado pelo método gravimétrico (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 2005). Diante dessa informação estimou-se o volume a ser colocado no reator anaeróbio tipo RAFA de, aproximadamente, 39 L para alcançar a carga orgânica biológica (COB) de $0,1 \text{ kg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ medida como DQO $\text{SVT}^{-1} \text{d}^{-1}$ (CHERNICHARO, 2007).

A carga orgânica volumétrica (COV) adotada, inicialmente, para o reator anaeróbio foi de $1,0 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DQO. A menor carga orgânica adotada em relação à citada na literatura (CHERNICHARO, 2007) foi em função de um período inicial de adaptação dos microrganismos ao reator e ao efluente em tratamento. Em função da COV adotada e do volume do reator anaeróbio, obteve-se um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 2,5 e 6,1 dias no RAFA e SAC, respectivamente.

3.4 Procedimento Experimental

Para este estudo foram definidas três fases, sendo os períodos de duração determinados ao longo do monitoramento, iniciando no mês de fevereiro de 2014 e conclusão em julho do mesmo ano.

Os dados monitorados de DQO solúvel (DQO_s) auxiliaram na determinação das mudanças das fases do experimento. À medida que as concentrações efluentes apresentavam pouca variação aparente, diminuía-se o TDH. Quando percebia a “estabilidade” nos valores de DQO_s , aguardava-se a maturação do capim, sendo os cortes das plantas efetuados sempre que estas emitiam a primeira inflorescência. Tal fato ocorreu aos 60 dias, após o início do monitoramento do sistema, 32 dias após o primeiro corte das plantas e 50 dias após o segundo corte das plantas, coincidindo com o término das Fases I, II e III, respectivamente. Na Tabela 1 têm-se as características operacionais ao longo do monitoramento.

Tabela 1 Características operacionais médias observadas no RAFA e no SAC nas diferentes fases de operação do sistema de tratamento

Fases	Variáveis	Reator anaeróbio	SAC
I (47 d)	TDH (h)	59,3	146,3
	TDH (d)	2,47	6,10
	COV (kg m ⁻³ d ⁻¹ de DQO)	1,19	-
	TAS _{DQO} (kg ha ⁻¹ d ⁻¹ de DQO)	-	850
	TAS _{NTK} (kg ha ⁻¹ d ⁻¹ de NTK)	-	120
	TAS _{PT} (kg ha ⁻¹ d ⁻¹ de PT)	-	13
	Q (m ³ d ⁻¹)	0,039	0,039
II (32 d)	TDH (h)	19,5	48,2
	TDH (d)	0,81	2,01
	COV (kg m ⁻³ d ⁻¹ de DQO)	1,31	-
	TAS _{DQO} (kg ha ⁻¹ d ⁻¹ de DQO)	-	656
	TAS _{NTK} (kg ha ⁻¹ d ⁻¹ de NTK)	-	130
	TAS _{PT} (kg ha ⁻¹ d ⁻¹ de PT)	-	51
	Q (m ³ d ⁻¹)	0,118	0,118
III (52 d)	TDH (h)	5,2	12,7
	TDH (d)	0,22	0,53
	COV (kg m ⁻³ d ⁻¹ de DQO)	12,95	-
	TAS _{DQO} (kg ha ⁻¹ d ⁻¹ de DQO)	-	6.335
	TAS _{NTK} (kg ha ⁻¹ d ⁻¹ de NTK)	-	464
	TAS _{PT} (kg ha ⁻¹ d ⁻¹ de PT)	-	240
	Q (m ³ d ⁻¹)	0,446	0,446

Sendo: TDH - tempo de detenção hidráulica teórico; COV – carga orgânica volumétrica; TAS_{DQO} – taxa de aplicação superficial de demanda química de oxigênio; TAS_{NTK} – taxa de aplicação superficial de nitrogênio total Kjeldahl; TAS_{PT} – taxa de aplicação superficial de fósforo total; Q - vazão afluente.

A amostragem do afluente e efluente do RAFA e do SAC foi pontual (amostras simples) e ocorreram duas vezes por semana, entre às 6h30min e 7h30min, sendo, imediatamente, encaminhadas para análise no Laboratório de Análise de Água do Departamento de Engenharia (LAADEG) e no Laboratório de Análise de Água Residuária do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária do Departamento de Engenharia da UFLA.

Determinaram-se, duas vezes por semana nas amostras, os valores de potencial hidrogeniônico (pH) e condutividade elétrica (CE), por potenciometria; demanda química de oxigênio total (DQO_T), pelo método do refluxo fechado e colorimetria; demanda química de oxigênio solúvel (DQO_S), pelo método do refluxo fechado e colorimetria, após filtragem da amostra em filtro de 0,45 µm (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 2005); alcalinidade bicarbonato (AB) e ácidos voláteis totais (AVT) por titulometria e potenciometria (RIPLEY; BOYLE; CONVERSE, 1986). Semanalmente determinaram-se os valores de sólidos totais (ST) e sólidos suspensos totais (SST), por gravimetria; nitrogênio total Kjeldahl (NTK) pelo processo semimicro Kjeldahl; fósforo total (PT) por colorimetria pelo método do ácido ascórbico e coliformes totais e termotolerantes pelo método de tubos múltiplos.

O ambiente da casa de vegetação foi monitorado por meio de um termo higrômetro, em que se obteve a temperatura e a umidade relativa do ar máxima e mínima dentro da casa de vegetação e a temperatura máxima e mínima do líquido em tratamento. Diariamente, às 7 horas da manhã, foi obtida a temperatura instantânea do ar e do líquido em tratamento.

3.5 Vegetação do Sistema Alagado Construído (SAC)

O SAC utilizado no experimento foi cultivado com capim-tifton 85 (*Cynodon* spp.). Partes do colmo da planta, provenientes do Setor de

Forragicultura do Departamento de Zootecnia da UFLA, foram plantadas em recipientes plásticos, contendo areia e uma mistura de água e ARS na proporção de 1:1 (v/v), para que houvesse o desenvolvimento do sistema radicular. Após 15 dias, ocorreu o plantio no SAC. Esse foi realizado cerca de 40 dias antes de introduzir a ARS no sistema para tratamento, utilizando a densidade de 25 propágulos por m². A cada 2 dias, nesta etapa inicial, foi feita a aplicação de água e ARS na proporção de 1:1 (v/v), de acordo com a água evapotranspirada do SAC, para que a planta se fixasse e iniciasse o processo de desenvolvimento.

Ao final de cada fase, que coincidiu com o surgimento dos primeiros pedúnculos, o capim foi cortado de 5 a 7 cm de altura acima do meio suporte, e teve a massa verde quantificada. Parte desta foi encaminhada ao Laboratório de Análise de Água Residuária do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária do Departamento de Engenharia da UFLA para secagem em estufa com ventilação forçada a 65°C, inicialmente, por 72 horas e, posteriormente, até alcançar o peso constante. Após esse período, o material foi resfriado à temperatura ambiente e pesado novamente para determinação da massa seca.

O material seco foi triturado em moinho analítico para determinação dos teores de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), pelo processo semimicro Kjeldahl e fósforo total (PT) por colorimetria pelo método do ácido ascórbico, após a digestão ácida, seguindo metodologia descrita em Silva (2009). Determinou-se a proteína bruta multiplicando o resultado de NTK por 6,25, conforme descrito por Fia et al. (2011). Para avaliação nutricional foi coletada uma porção representativa de toda a biomassa coletada.

3.6 Testes estatísticos

Os dados foram submetidos ao teste de agrupamento de médias Scott-Knott, ao nível de 5% de probabilidade, com auxílio do software Sisvar (FERREIRA, 2011).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Condições Ambientais

Durante o monitoramento do sistema, a temperatura na casa de vegetação apresentou grande amplitude, variando de 17°C a 49°C, de 11°C a 37°C, e de 8°C a 33°C, nas Fases I, II e III, respectivamente (Figura 4A). Entretanto, dentro do reator, a variação da temperatura (Figura 4B) foi menor, com valores médios de 26,5°C, 20,8°C e 18,0°C.

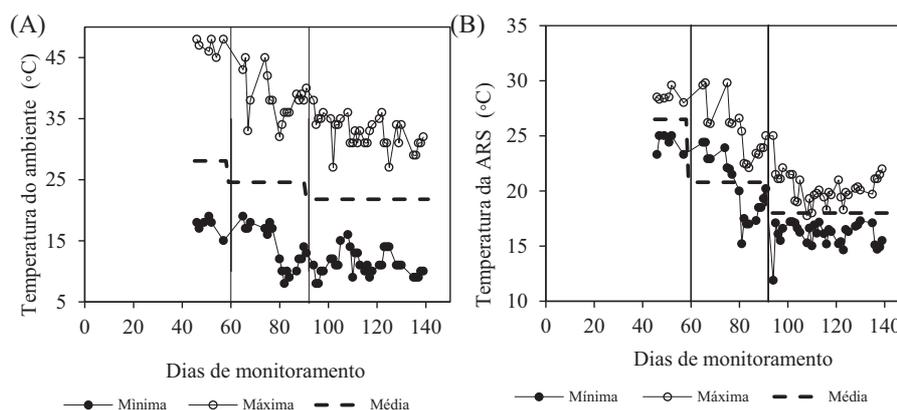


Figura 4 Variação da temperatura ao longo do período de monitoramento dentro da casa de vegetação (A) e na água residuária em tratamento (B). As linhas verticais dentro das figuras indicam as mudanças de fase no monitoramento

A temperatura é de fundamental importância em processos biológicos de tratamento, pois está relacionada com a velocidade das reações bioquímicas e enzimáticas dos microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica, e consequente remoção de poluentes do meio. A temperatura média da ARS em tratamento ficou na faixa mesófila, enquanto as temperaturas mínimas

ficaram na faixa psicrófila. Os valores médios entre 18,0°C e 26,5°C ficaram abaixo dos valores e a taxa de conversão da matéria orgânica é máxima que varia entre 30 e 35°C para microrganismos anaeróbios mesófilos (METCALF; EDDY, 2003; CHERNICHARO, 2007).

Lim e Fox (2011) avaliaram um reator anaeróbio de leito fixo granular, no tratamento de efluentes da suinocultura e verificaram que a redução da temperatura do líquido de 24°C para 16°C reduziu a eficiência de remoção de DQO de 88% para 68%. Já Kadlec e Wallace (2008) concluíram que há pequena, senão nenhuma, influência da temperatura sobre a taxa de remoção de matéria orgânica em SACs, diferentemente, dos resultados observados por Zhang e Wang (2013).

A umidade relativa máxima, quase que na totalidade dos dias monitorados foi de 91% (Figura 5), e coincidia com o período de coleta da ARS, entre 7 h e 8 h da manhã, quando à evapotranspiração da vegetação do SAC era mínima. A umidade relativa do ar tem influência direta na evapotranspiração da planta. Quanto menor a umidade relativa do ar maior é a evapotranspiração da planta (DALMAGO et al., 2006), o que reflete em maior absorção de nutrientes pela vegetação.

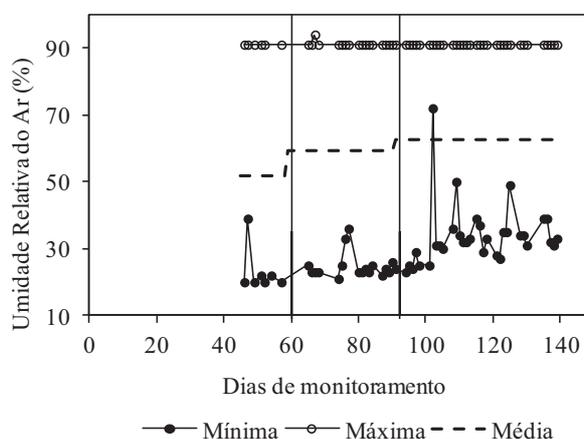


Figura 5 Variação da umidade relativa do ar ao longo do período de monitoramento dentro da casa de vegetação. As linhas verticais dentro das figuras indicam as mudanças de fase no monitoramento

4.2 Estabilidade e Remoção de Matéria Orgânica

As médias e o desvio padrão dos valores de pH na ARS afluyente e efluente do RAFA mantiveram-se na faixa de $7,8 \pm 0,2$ a $7,9 \pm 0,2$ na fase 1, $7,6 \pm 0,2$ a $7,9 \pm 0,1$ na fase 2 e $7,4 \pm 0,2$ a $7,5 \pm 0,2$ na fase 3, enquanto no SAC, os valores médios efluentes se mantiveram, praticamente, iguais aos valores de saída. Os valores monitorados neste trabalho foram semelhantes aos verificados por Pereira et al. (2011) e Lim e Fox (2011) em reator UASB, e Fia et al. (2014) em SAC utilizado no tratamento experimental de efluentes da suinocultura. Os valores de pH oscilaram, durante o período experimental (Figura 6), porém ficaram dentro da faixa adequada ao desenvolvimento da microbiota responsável pela degradação da matéria orgânica (CHERNICHARO, 2007; KADLEC; WALLACE, 2008).

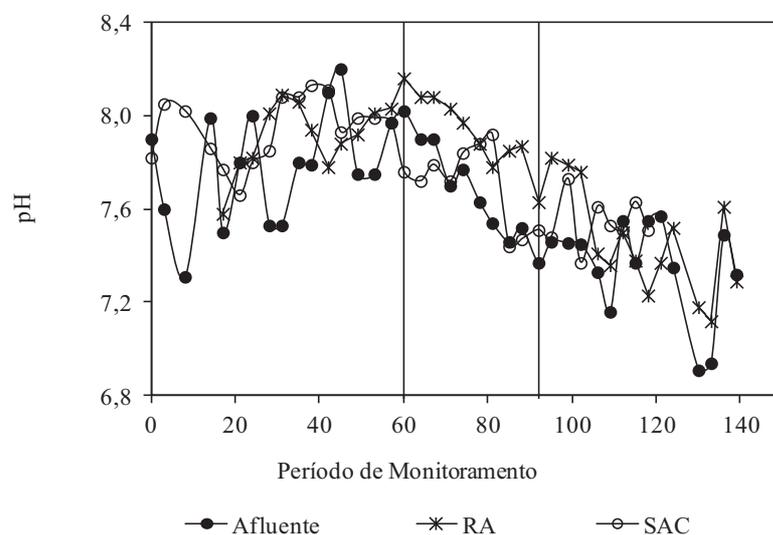


Figura 6 Variação dos valores de pH afluente e efluente do reator anaeróbio (RAFA) e do sistema alagado construído (SAC). As linhas verticais dentro das figuras indicam as mudanças de fase no monitoramento

Durante a Fase I, a ARS apresentou valores elevados de AB e no reator anaeróbio foi verificado pequeno aumento nas concentrações de AB (Figura 7A), proporcionando capacidade de tampão ao reator, tal como observado por Duda e Oliveira (2011) e Pereira, Campos e Moterani (2010). Associado aos maiores valores de AB, foi verificada redução nos valores de AVT no reator anaeróbio em relação ao seu afluente, porém foi mantida a tendência de elevação ou redução de acordo com as concentrações afluentes de AVT (Figura 7B). Os maiores valores de AVT no afluente foram gerados, provavelmente, no TAE.

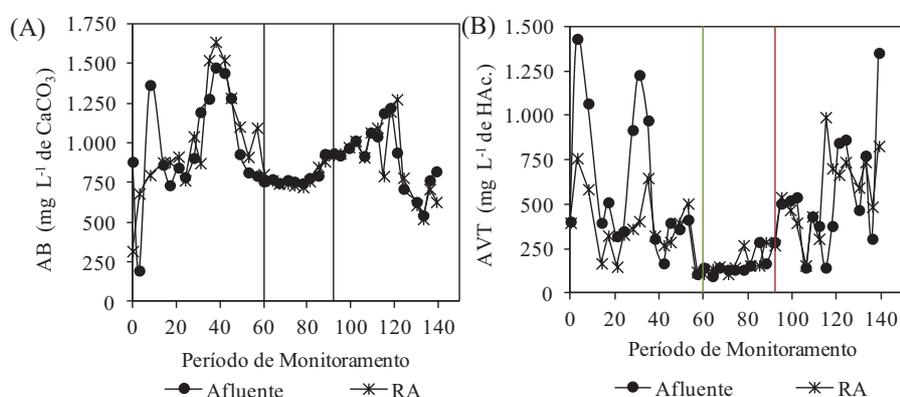


Figura 7 Variação dos valores de alcalinidade bicarbonato (AB) e ácidos voláteis totais (AVT) afluente e efluente do reator anaeróbio (RAFA). As linhas verticais dentro das figuras indicam as mudanças de fase no monitoramento

Na Fase II, com o aumento da COV aplicada ao sistema, verificou-se redução dos valores de AB no reator anaeróbio, porém os valores de AVT mantiveram-se menores, comparados à Fase I, que refletiu o período de adaptação do sistema à ARS. Somente na Fase III, com a maior COV avaliada, verificaram-se maiores reduções nos valores de AB e elevação dos AVT no efluente do reator anaeróbio (Figuras 7A e 7B).

Duda e Oliveira (2011) obtiveram na ARS de suinocultura valor médio de alcalinidade total, que é, numericamente, superior a AB, igual a 646 mg L^{-1} , enquanto no efluente do UASB os valores oscilaram entre 963 e 1.138 mg L^{-1} , para COVs aplicadas entre 12 e $23 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DQO. Pereira, Campos e Moterani (2010) verificaram reduzidos valores de AVT no efluente de um UASB ($\text{COV} = 1,77 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DQO) utilizado no tratamento da ARS pré-tratada em um reator anaeróbio compartimentado.

Acredita-se que neste trabalho as condições tenham sido favoráveis à degradação anaeróbia, pois se verificou a manutenção dos valores de pH na

faixa adequada para a microbiota, como consequência dos valores elevados de AB e reduzidos valores de AVT no efluente do reator anaeróbio.

Embora tenham sido observados elevados valores de AB e reduzidos valores de AVT, a relação entre a alcalinidade intermediária e a alcalinidade parcial (AI/AP) foi superior a 0,3 nas Fases I e III e igual a 0,28 na Fase II (Figura 8B). É possível que a estabilidade do processo ocorra para valores diferentes de 0,3, sendo prudente a verificação para cada caso em particular, pois segundo RIPLEY et al. (1986), a inibição da fase metanogênica só ocorre em valores de AI/AP superiores a 0,8, o que não foi observado neste trabalho. Tem sido relatado na literatura, principalmente quando do tratamento de águas residuárias agroindustriais, valores da relação AI/AP entre 0,5 e 2,2, mesmo para sistemas considerados estáveis. No entanto, as eficiências de remoção de DQO foram inferiores a 50% para COVs entre 0,5 e 5,3 kg m⁻³ d⁻¹ de DQO (PEREIRA et al., 2011; FIA et al., 2011).

Duda e Oliveira (2011) verificaram valores da relação AI/AP próximos a 0,5 no tratamento de dejetos da suinocultura em reatores UASB em série.

(A)

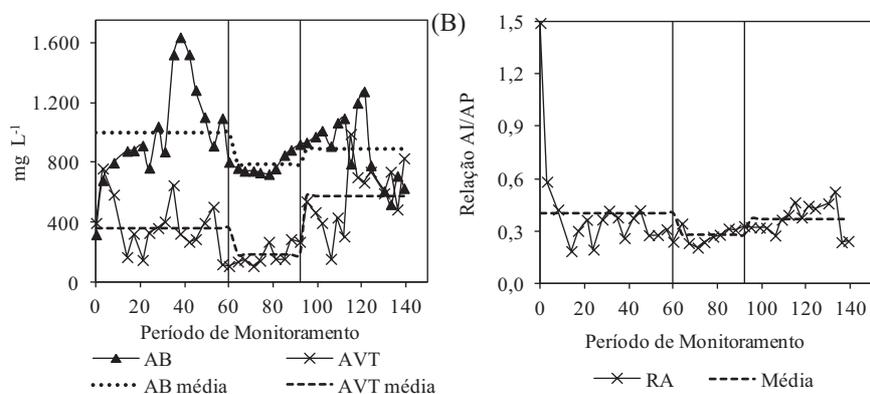


Figura 8 Variação dos valores de alcalinidade bicarbonato (AB - mg L^{-1} de CaCO_3) e ácidos voláteis totais (AVT - mg L^{-1} de HAc.) efluentes do RA (A), e da relação entre alcalinidade intermediária (AI) e alcalinidade parcial (AP) parcial alcalinidade no efluente do RA (B). As linhas verticais dentro das figuras indicam as mudanças de fase no monitoramento

A concentração afluente e a remoção de DQO apresentaram variações ao longo do experimento, com maiores valores de remoção da carga orgânica, na forma de DQO total (DQO_T) na Fase III, cuja COV aplicada foi maior (Figura 9 e Tabela 2). No entanto, na Fase III, em função da elevada carga orgânica e carga hidráulica aplicada, verificou-se menor eficiência de remoção de DQO solúvel (DQO_S) (Figura 9 e Tabela 2), evidenciando menor participação dos microrganismos na remoção da matéria orgânica nesta etapa de avaliação; além da influência do arraste de sólidos no sistema pela elevada carga hidráulica aplicada, tal como observado por Kim et al. (2012).

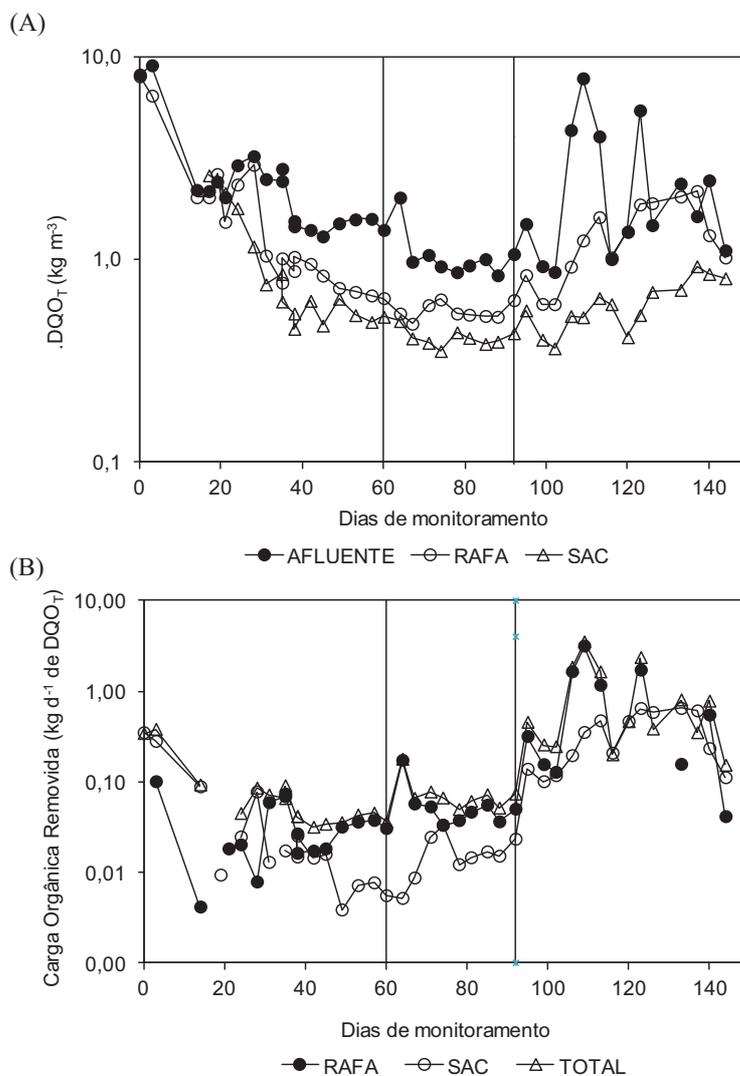


Figura 9 Variação dos valores de demanda química de oxigênio total (DQO_T) afluyente e efluyente do reator anaeróbio (RAFA) e do sistema alagado construído (SAC) (A), e carga orgânica removida na forma de DQO_T pelo RAFA, pelo SAC e pelo sistema de tratamento (total) (B). As linhas verticais dentro das figuras indicam as mudanças de fase no monitoramento

Tabela 2 Remoção de carga orgânica, em kg d^{-1} , em termos de demanda química de oxigênio total (DQO_T) e demanda química de oxigênio solúvel (DQO_S), no reator anaeróbio (RAFA), no sistema alagado construído (SAC), e na soma dos dois (Total) nas diferentes fases de condução das unidades de tratamento

Matéria orgânica	Fases	RA	SAC	Total
DQO_T	I	0,030a	0,050 ^a	0,078a
	II	0,060a	0,017 ^a	0,077a
	III	0,644b	0,347b	0,958b
DQO_S	I	0,027a	0,047 ^a	0,071a
	II	0,057a	0,015 ^a	0,073a
	III	0,080a	0,061 ^a	0,142b

Para a mesma variável, médias seguidas de mesma letra na coluna não diferiram entre si pelo Teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Ainda, na Fase III, verificou-se maior remoção de carga orgânica na forma DQO_T em relação às demais Fases ($p < 0,05$), apesar de ter sido constatada mesma eficiência de remoção (Tabela 2). Isto se justifica, pois a eficiência é relativa à concentração de entrada. Quanto maior a concentração de entrada, para uma eficiência constante, maior será a concentração de saída. Essa comparação, em termos de carga removida, pode trazer maiores contribuições para projetos de sistemas de tratamento para águas residuárias agroindustriais com altas concentrações de matéria orgânica afluyente.

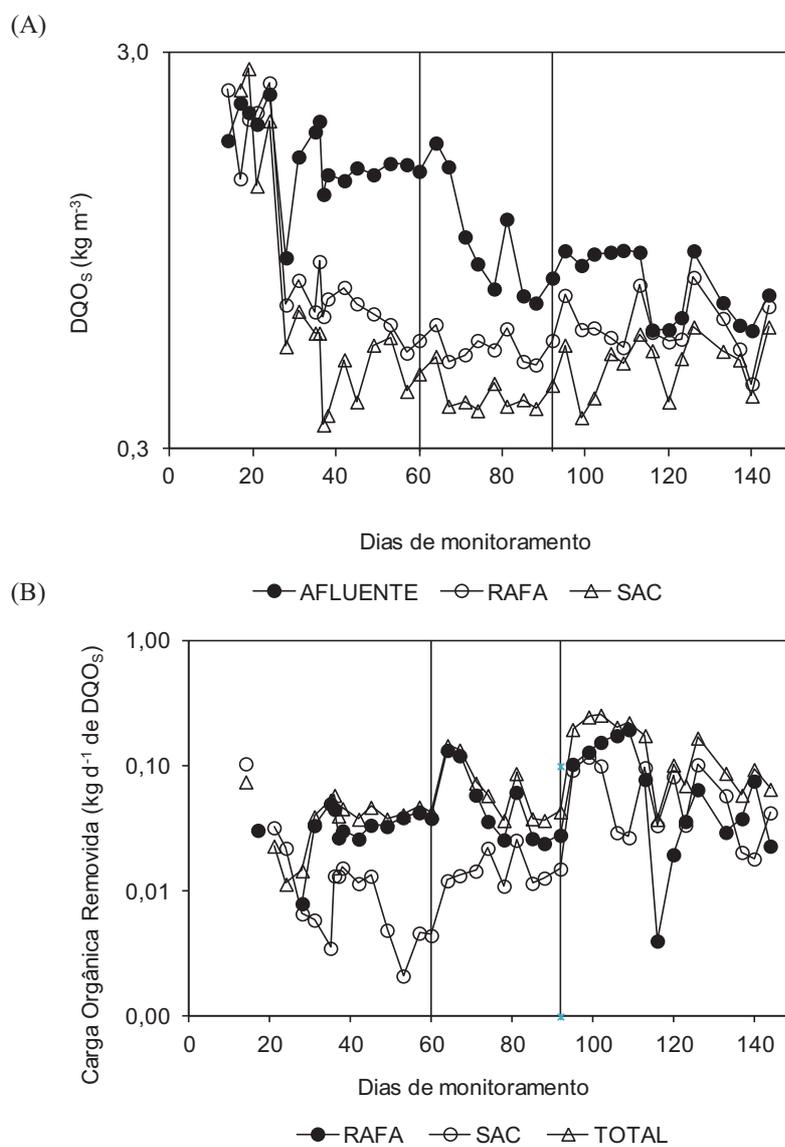


Figura 10 Variação dos valores de demanda química de oxigênio solúvel (DQOs) afluyente e efluente do reator anaeróbio (RAFA) e do sistema alagado construído (SAC) (A), e carga orgânica removida na forma de DQOs pelo RAFA, pelo SAC e pelo sistema de tratamento (total) (B). As linhas verticais dentro das figuras indicam as mudanças de fase no monitoramento

Tabela 3 Eficiência de remoção (%) de demanda química de oxigênio total (DQO_T) e demanda química de oxigênio solúvel (DQO_S), no reator anaeróbico (RAFA), no sistema alagado construído (SAC), e na soma dos dois (total) nas diferentes fases de condução das unidades de tratamento

Matéria orgânica	Fases	RA	SAC	Total
DQO _T	I	34a	26 ^a	52 ^a
	II	45a	25 ^a	60 ^a
	III	33a	50b	64 ^a
DQO _S	I	38b	23 ^a	53b
	II	43b	24 ^a	57b
	III	20a	18 ^a	34 ^a

Para a mesma variável, médias seguidas de mesma letra na coluna não diferiram entre si pelo Teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Na Figura 9B pode-se observar que o reator anaeróbico foi o que mais contribuiu para a remoção da carga orgânica total, comparado ao SAC, na fase II. Já na Fase III o SAC passou a contribuir com uma maior parcela da carga orgânica removida (Tabela 2). Este fato pode estar relacionado às características do SAC, em que o material suporte funcionou como um filtro, removendo os sólidos em suspensão e, conseqüentemente, a DQO_T, evidenciado na Tabela 3.

Em função das COVs aplicadas no reator anaeróbico nas Fases I e II, esperavam-se maiores eficiências de remoção, principalmente, na Fase II em que já havia maior estabilidade do sistema em termos de adaptação microbiana aos reatores. No entanto, verificaram-se baixas eficiências de remoção no reator anaeróbico, e no SAC nas Fases I e II.

Na Fase III, com o aumento acentuado da COV aplicada, esperava-se, naturalmente, uma redução na eficiência de remoção, tal como verificado por Urbinati, Duda e Oliveira (2013), Kim et al. (2012) e Abreu Neto e Oliveira

(2009). No entanto, foi verificado aumento na remoção de carga orgânica na forma de DQO_T , tanto no reator anaeróbio quanto no SAC (Tabela 2).

Lim e Fox (2011) obtiveram remoção entre 88% e 68% de DQO em reator anaeróbio de leito estático granular, no tratamento de efluentes da suinocultura com COVs máximas de 5,4 e 4,0 $kg\ m^{-3}\ d^{-1}$ de DQO e o decréscimo na eficiência mesmo com a redução da COV que foi causada pela redução da temperatura do líquido de 24°C para 16°C. Eficiências semelhantes foram verificadas por Urbinati, Duda e Oliveira (2013), ao aplicarem COV entre 5,5 e 40,1 $kg\ m^{-3}\ d^{-1}$ de DQO, provenientes de águas residuárias da suinocultura em reator UASB. No entanto, esses autores trabalharam com reatores anaeróbios em série, o que pode ter favorecido as elevadas eficiências de remoção, mesmo com a aplicação de COV, relativamente, elevadas.

Foi evidenciado por Oliveira e Santana (2011) que a aplicação de COV de até 24,4 $kg\ m^{-3}\ d^{-1}$ de DQO, provenientes de águas residuárias da suinocultura em reator UASB, não foi limitante para a obtenção de eficiências de remoção acima de 80%. Menores eficiências foram observadas por Abreu Neto & Oliveira (2009) que, ao aplicarem 4,2 $kg\ m^{-3}\ d^{-1}$ de DQO, provenientes de águas residuárias da suinocultura em reator UASB, obtiveram 58% de remoção de DQO. Quando do aumento da COV para 13,3 $kg\ m^{-3}\ d^{-1}$ de DQO em um segundo ensaio, a eficiência foi reduzida para 40%, significativamente, diferente da primeira.

Naturalmente, eram esperadas menores eficiências de remoção de matéria orgânica no SAC, tendo em vista que o efluente do reator anaeróbio e afluente ao SAC apresentou menor concentração de DQO e esta já estava, parcialmente degradada, restando, em parte, um material mais recalcitrante e de mais difícil degradação/remoção pelos microrganismos. Além disso, a remoção de matéria orgânica acontece seguindo a cinética de primeira ordem, em que a

concentração na água residuária influencia diretamente na remoção da matéria orgânica (VON SPERLING, 1996)

Matos, Freitas e Borges (2011) obtiveram remoção de 90% de DQO em SACs cultivados com capim-tifton 85 com uma taxa de aplicação superficial de $591 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DQO, proveniente de efluentes da suinocultura pré-tratados em filtros orgânicos. Neste trabalho, as menores eficiências podem estar relacionadas as maiores cargas orgânicas aplicadas ao SAC, comparadas àquelas aplicadas por Matos, Freitas e Borges (2011). Vázquez et al. (2013) aplicaram $179 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DQO de dejetos da suinocultura em SAC vertical e obtiveram 93% de remoção de DQO. Além da menor taxa de aplicação avaliada por Vázquez et al. (2013), nos sistemas verticais há maior oxigenação do líquido em tratamento, o que favorece a degradação da matéria orgânica.

Dordio e Carvalho (2013) obtiveram eficiência de remoção de DQO entre 64% e 80% em SACs cultivados com *Phragmites australis* e TDH entre 3 e 9 dias, no tratamento de ARS. Já Gonzales et al. (2009), também utilizando SACs para o tratamento de ARS, pré-tratada em tanque séptico e sistema de peneiras, verificaram que um TDH de 3 dias (próximo ao valor aplicado na Fase II) foi capaz de remover entre 52 e 78% dos $950 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DQO aplicada. Zhang e Wang (2013) obtiveram remoção entre 60 e 70% de remoção de DQO em SACs com TDH de 4 dias e concentração afluente média de 520 mg L^{-1} , inferior àquela observada neste trabalho.

A concentração DOQ_T está diretamente relacionada aos sólidos presentes na ARS. Assim, a variação na concentração afluente de DQO_T (Figura 9A) foi em virtude da variação na concentração de sólidos, que foi influenciada pela sedimentação que ocorria nos reservatórios da ARS antecedentes às unidades monitoradas (Figura 10). Tal fato, também, explica o aumento da concentração afluente de sólidos totais (ST) e sólidos suspensos totais (SST) às unidades de tratamento na Fase III. Com o aumento acentuado da vazão, houve

bombeamento mais constante do TAE para os reservatórios fazendo com que aumentasse a turbulência nos mesmos, dificultando a sedimentação do material em suspensão.

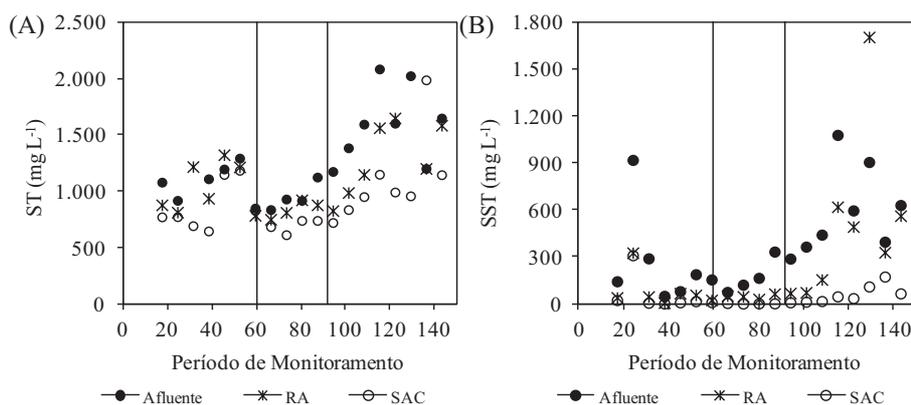


Figura 11 Variação dos valores de sólidos totais (ST) (A) e sólidos suspensos totais (SST) (B) afluente e efluente do reator anaeróbio (RAFA) e do sistema alagado construído (SAC), observados durante a condução do experimento. As linhas verticais dentro das figuras indicam as mudanças de fase no monitoramento

O aumento das concentrações de ST e SST no efluente do reator anaeróbio na Fase III, também, pode ser explicado pelo arraste de sólidos do mesmo. Chernicharo (2007) sugere que a velocidade ascensional do líquido em tratamento, em projetos de reatores de manta de lodo, não ultrapasse o valor de $1,1 \text{ m h}^{-1}$, exceto em condições de pico, com tempo de duração inferior a 2 horas, na qual o fluxo permitido é de $1,5 \text{ m h}^{-1}$. Neste trabalho, durante a Fase III, testou-se uma COV cuja vazão promoveu uma velocidade ascensional de $1,3 \text{ m h}^{-1}$ de forma constante, o que corrobora com o estado de *wash-out* no reator anaeróbio (Figura 12), que diminui a retenção celular do reator e, consequentemente, menor eficiência de remoção de matéria orgânica.

Na Figura 12 pode-se observar que a concentração de ST na base do reator (0,10 m) diminuiu com o aumento da vazão aplicada ao sistema, enquanto a concentração de ST nas camadas superiores do reator (0,30 e 0,50 m) tendeu a aumentar, comprovando o arraste de lodo e, conseqüentemente, de sólidos no reator anaeróbio.

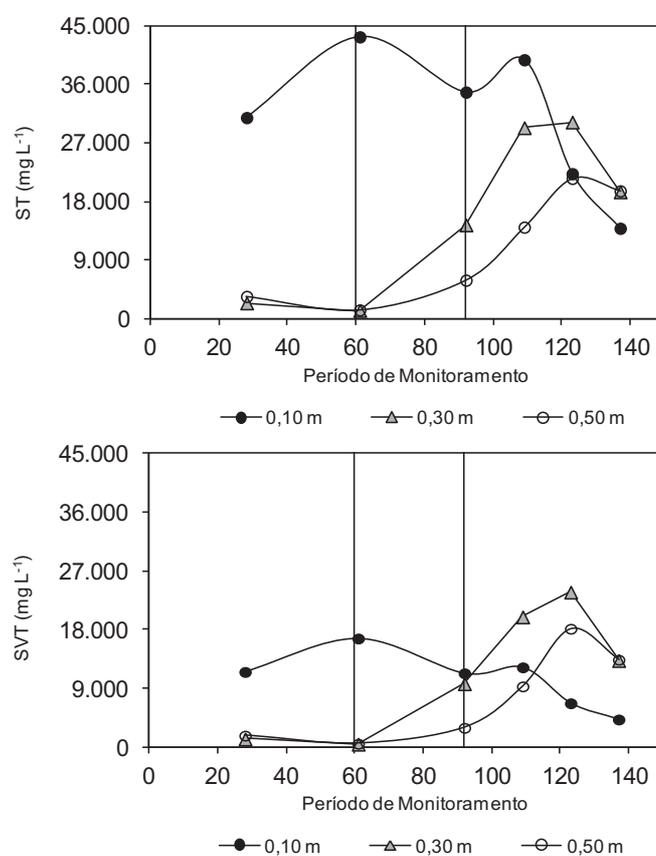


Figura 12 Variação da concentração de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis totais (SVT) em amostras de lodo juntamente com o efluente em tratamento, coletadas ao longo da altura do reator anaeróbio (10, 30 e 50 cm) considerando a base, ao longo do período experimental. As linhas verticais dentro das figuras indicam as mudanças de fase no monitoramento

Ainda na Figura 11 verifica-se que o SAC funcionou como um filtro, reduzindo as concentrações de ST e SST. Os sólidos arrastados do RAFA ficaram retidos nos interstícios do meio suporte do SAC, obstruindo os poros e melhorando o processo de filtração. O SAC age como filtro, de modo a favorecer a separação de SST por sedimentação, ocorrendo o aprisionamento físico e adsorção por meio de biofilmes aderidos ao meio suporte e raízes desenvolvidas nesse meio (KADLEC; WALLACE, 2008).

Quanto maior a concentração afluente de ST (Fase III) maior foi a capacidade do SAC em remover os ST (Figura 11 e Tabela 4), diferente do observado por Vilas Bôas (2013) e semelhante ao observado por Matos, Freitas e Lo Monaco (2010). Esses autores observaram grande capacidade dos SAC em amortecer as variações das cargas afluentes de sólidos no tratamento de efluentes da suinocultura. Esta maior capacidade de amortecimento, também, pode estar relacionada às maiores quantidades de SST em relação aos sólidos dissolvidos, verificadas por Matos, Freitas e Lo Monaco (2010).

Tabela 4 Eficiência de remoção (%) de sólidos totais (ST) e sólidos suspensos totais (SST) no reator anaeróbio (RAFA), no sistema alagado construído (SAC), e na soma dos dois (total) nas diferentes fases de condução das unidades de tratamento

Sólidos	Fases	RA	SAC	Total
ST	I	17a	14a	25a
	II	18a	18a	33a
	III	9a	30a	34a
SST	I	66b	54a	89a
	II	66b	93b	98a
	III	31a	77a	80a

Para a mesma variável, médias seguidas de mesma letra na coluna não diferiram entre si pelo Teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Neste trabalho, o percentual de SST em relação aos ST afluente ao SAC foi pequeno (média das Fases de 16%). Tal fato proporcionou, provavelmente, maiores eficiências de remoção dos SST em relação aos ST. Pois, para remoção dos sólidos dissolvidos (a diferença entre os ST e os SST) deve haver maior contribuição dos microrganismos, o que parece ter sido dificultado em função dos reduzidos TDH utilizados nas Fases II e III.

Diferentes trabalhos utilizando reator UASB no tratamento de efluentes da suinocultura relatam eficiências de remoção de SST entre 62 e 98% (ABREU NETO; OLIVEIRA, 2009; OLIVEIRA; SANTANA, 2011; URBINATI; DUDA; OLIVEIRA, 2013) mesmo trabalhando com reduzidos TDHs (5 a 48 h) e concentrações afluentes elevadas (1.400 a 16.400 mg L⁻¹). Para os sólidos totais, Pereira et al. (2011) obtiveram, 36% de remoção, ao utilizar reator UASB no tratamento de efluentes da suinocultura com concentração afluente de 2.428 mg L⁻¹ e TDH de 12 h.

Assim como para o reator anaeróbio, verificaram-se na literatura maiores eficiências de remoção de ST e SST em SACs. Matos, Freitas e Lo Monaco (2010) obtiveram entre 51% e 67% de remoção de ST e de 86 a 95% de remoção de SST em SACs com TDH de 4,8 dias. A variação dependeu da espécie cultivada, entre elas a taboa, o capim-tifton 85 e a alternantera. Dordio e Carvalho (2013) verificaram para ARS com 480 mg L⁻¹ de SST afluente ao SAC cultivado com *Phragmites australis*, remoção de 72% em um TDH de 3 dias. O SAC não cultivado removeu 75%. Já Gonzales et al. (2009), também utilizando SAC com TDH de 3 dias, para o tratamento de ARS, obtiveram entre 64 e 78% de remoção de SST para um afluente com cerca de 1000 mg L⁻¹ de SST e em nosso estudo, com reduzidos TDHs, as eficiências médias foram superiores, entre 80 e 98% (Tabela 4).

As concentrações de DQO_T efluentes do sistema de tratamento, ainda, permaneceram com valores elevados nas três Fases (981±775 mg L⁻¹, 413±41

mg L⁻¹, 613±171 mg L⁻¹) e ultrapassam o limite estabelecido pela legislação vigente para disposição de efluentes tratados em cursos de água que é de até 180 mg L⁻¹ (MINAS GERAIS, 2008).

Entretanto, esse efluente pode, ainda, ser reutilizado em sistemas de fertirrigação, visto que diminuindo as concentrações de matéria orgânica a ARS apresenta grande potencial para o manejo agrícola, necessitando observar os tipos de culturas a serem produzidas e métodos utilizados.

4.3 Remoção de Nutrientes

As concentrações do nitrogênio total Kjeldhal (NTK) e do fósforo total (PT) foram bastante variáveis durante as três Fases do experimento. As maiores concentrações afluentes de NTK foram observadas na Fase I, enquanto as maiores concentrações de fósforo foram observadas na Fase III (Figura 13). Tal fato se deve, provavelmente, ao manejo dos animais relacionados às fases de criação e à higienização das baias. Além disso, na terceira Fase, com o aumento da vazão aplicada ao sistema de tratamento, houve maior revolvimento do material sedimentado no fundo dos tanques de armazenamento, fato que pode ter aumentado a disponibilidade de fósforo presente no material particulado.

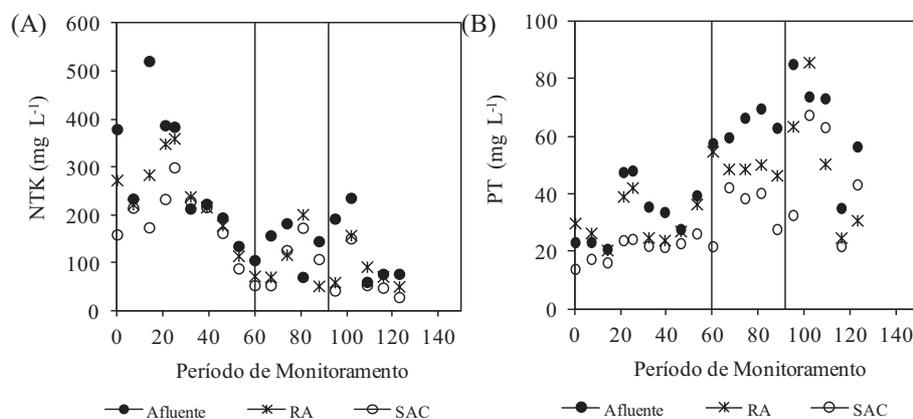


Figura 13 Variação dos valores de nitrogênio total Kjeldhal (NTK) (A) e fósforo total (PT) (B) afluente e efluente do reator anaeróbico (RAFA) e do sistema alagado construído (SAC), observados durante a condução do experimento. As linhas verticais dentro das figuras indicam as mudanças de fase no monitoramento

As variações afluentes refletiram, também, em variações nas concentrações efluentes tanto do reator anaeróbico quanto do SAC para os dois nutrientes. Reatores anaeróbios apresentam pequenas remoções tanto de nitrogênio quanto de fósforo (CHERNICHARO, 2007).

O NTK e o PT, geralmente, são conservados durante a digestão anaeróbica, com o aumento da fração mineralizada. Pois, para remoção de NTK é preciso haver variação do potencial de oxirredução no meio, para que ocorra o processo de nitrificação, seguido pela desnitrificação e a liberação de nitrogênio gasoso para a atmosfera (ISOLDI; KOETZ; ISOLDI, 2005; LAMEGO NETO; COSTA, 2011). Outra fração no NTK junto com o PT é incorporada ao lodo com base na proliferação dos microrganismos na presença de matéria orgânica. No entanto, a esta compete a menor parcela de remoção de nutrientes, principalmente, quando aplicadas elevadas cargas de nutrientes, como aquelas

presentes nos efluentes da suinocultura, nos sistemas de tratamento (CHERNICHARO, 2007).

Maiores eficiências de remoção de fósforo se baseiam na capacidade de algumas bactérias heterotróficas aeróbias de acumularem, dentro da célula, fosfato solubilizado na forma de polifosfatos, se houver condições ótimas para seu crescimento e metabolismo (WANG et al., 2008; HENRIQUE et al., 2010). Assim o fósforo é removido junto com o lodo.

Neste trabalho, o reator anaeróbio foi o que mais contribuiu para remoção da carga de NTK afluente, e essa foi maior na Fase III ($p < 0,05$), apesar de as eficiências de remoção nas três fases terem sido iguais ($p > 0,05$). Tanto a carga removida quanto as eficiências de remoção de NTK no SAC foram iguais ($p > 0,05$). O comportamento do reator anaeróbio quanto ao PT foi semelhante ao do nitrogênio, sendo mais eficiente na Fase III quanto à carga removida. Já o SAC apresentou maior remoção da carga afluente de PT na Fase III ($p < 0,05$). Apesar das eficiências de remoção ter sido iguais nas três fases de monitoramento (Tabela 5 e Figura 13).

Tabela 5 Remoção de carga de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total (PT), em g d^{-1} , e eficiência de remoção (%) de NTK e PT no reator anaeróbio (RAFA), no sistema alagado construído (SAC), e na soma dos dois (total) nas diferentes Fases de condução das unidades de tratamento

Nutrientes	Fases	RA	SAC	Total
NTK (g d^{-1})	I	2,1 a	2,6 a	4,7 a
	II	5,0 a	1,8 a	6,7 a
	III	22,9 b	9,9 a	24,9 b
NTK (%)	I	14 a	20 a	28 a
	II	29 a	17 a	40 a
	III	30 a	24 a	36 a
PT (g d^{-1})	I	0,2 a	0,4 a	0,5 a
	II	0,8 a	1,5 a	2,3 a
	III	7,9 b	5,8 b	11,3 b
PT (%)	I	13 a	30 a	37 a
	II	12 a	28 a	37 a
	III	26 a	20 a	35 a

Para a mesma variável, médias seguidas de mesma letra na coluna não diferiram entre si pelo Teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Confirmando a pequena capacidade de remoção de nutrientes em sistemas anaeróbios, Pereira et al. (2011) verificaram que, em um reator anaeróbio compartimentado, houve acréscimo na concentração efluente de NTK e remoção de 27% de PT, enquanto o reator UASB removeu 8,5% de NTK e proporcionou acréscimo na concentração média efluente de PT. Ambos foram utilizados no tratamento de efluentes da suinocultura com concentrações afluentes de 69 mg L^{-1} de NTK e $1,1 \text{ mg L}^{-1}$ de PT.

Duda e Oliveira (2009) obtiveram 21% e 32% de remoção de NTK e PT de ARS tratada em reatores anaeróbios sequenciais com TDH conjunto de 2,2 dias e concentração afluente de 905 mg L^{-1} de NTK e 338 mg L^{-1} de PT. As maiores eficiências observadas podem estar relacionadas ao maior TDH

aplicado. Oliveira e Santana (2011) verificaram 28% e 19% de remoção de PT e NTK em reatores anaeróbios sequenciais com TDH de 20 horas, utilizados no tratamento de ARS com concentração afluyente de 254 mg L⁻¹ e 487 mg L⁻¹, respectivamente Abreu Neto e Oliveira (2009) verificaram que o reator UASB foi capaz de remover apenas 7 % do NTK e do PT da ARS.

Vilas Bôas (2013) verificou remoção entre 24 e 48% de NTK e de 11 a 35% de PT da ARS, pré-tratada em reatores anaeróbios, em SAC cultivado com taboa. As concentrações médias afluentes variaram entre 25 e 74 mg L⁻¹ de NTK e de 7 a 11 mg L⁻¹ de PT. Matos, Freitas e Lo Monaco (2010) aplicaram 93 kg ha⁻¹ d⁻¹ de nitrogênio total e 22 kg ha⁻¹ d⁻¹ de PT em SAC cultivado com capim-tifton 85 e obtiveram 64% e 55% de remoção de nitrogênio total e PT. Dordio e Carvalho (2013) concluíram que maior TDH (3 e 9 dias) proporcionou maior remoção de nitrogênio amoniacal (35% e 47%) em SAC utilizado no tratamento da ARS, e que o cultivo de *Phragmites australis* aumentou estas eficiências para 54% e 75%, respectivamente. A concentração afluyente foi de 392 mg L⁻¹ de nitrogênio amoniacal.

Gonzales et al. (2009) utilizaram SAC para tratar ARS pré-tratada em tanque séptico e verificaram a remoção de 63 a 72% e de 12 a 15% para o nitrogênio total e PT. Para um TDH de 3 dias e concentração afluyente de 700 mg L⁻¹ de nitrogênio total e 66% de PT. Zhang e Wang (2013) obtiveram remoções entre 32 e 58% para o nitrogênio total e acima de 70% para o PT em TDH de 4 dias e concentrações afluentes de 120 mg L⁻¹ de nitrogênio total e de 10 mg L⁻¹ de PT.

Na Figura 14 estão apresentadas as cargas removidas de NTK e PT nos reatores individualmente e combinados, onde é possível observar as tendências de remoção dos nutrientes avaliados.

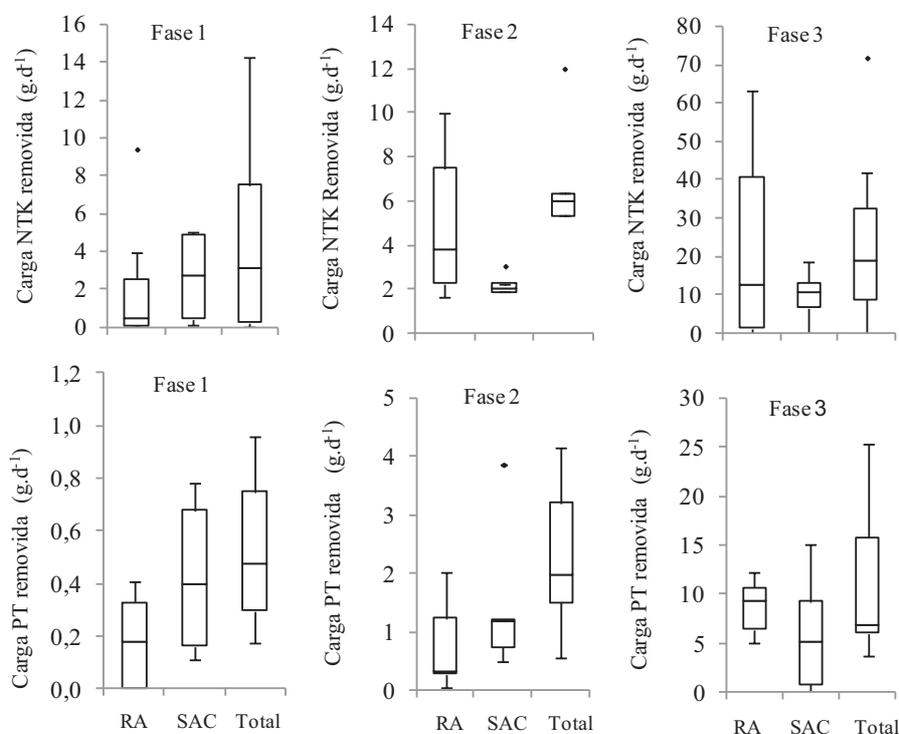


Figura 14 Variação da carga removida de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total (PT) no reator anaeróbio (RAFA), no sistema alagado construído (SAC), e na soma dos dois (total) nas diferentes Fases de condução das unidades tratamento. A caixa descreve os 50% centrais da distribuição e vai desde o primeiro quartil (linha horizontal inferior) com 25% dos dados até o terceiro quartil (linha horizontal superior) com 75% dos dados, a linha que divide a caixa representa o valor médio dos dados observados

Comparando os resultados deste trabalho com aqueles observados na literatura, verifica-se que as remoções de NTK foram satisfatórias para o conjunto RAFA-SAC. No entanto as concentrações efluentes do sistema não atendem ao padrão de lançamento estabelecido pela legislação vigente que é de 20 mg L^{-1} de nitrogênio amoniacal (MINAS GERAIS, 2008). Observa-se que os

valores de NTK devem ser maiores que os de nitrogênio amoniacal, pois englobam o nitrogênio orgânico. No entanto, após passar pelo sistema biológico de tratamento, a maior parte do NTK deverá ser composta por nitrogênio amoniacal e não mais por nitrogênio orgânico, o que permite a comparação com a legislação. As concentrações médias efluentes do sistema de NTK, nas três Fases, foram de $217 \pm 45 \text{ mg L}^{-1}$, $96 \pm 48 \text{ mg L}^{-1}$, e $86 \pm 58 \text{ mg L}^{-1}$.

Apesar de não haver padrão de lançamento para fósforo na legislação ambiental (BRASIL, 2011; MINAS GERAIS, 2008), os valores efluentes do sistema foram elevados e poderão causar impactos nos corpos d'água que forem lançados. As concentrações médias efluentes do sistema de PT nas três Fases foram de $19,9 \pm 4,1 \text{ mg L}^{-1}$, $30,4 \pm 9,4 \text{ mg L}^{-1}$, e $42,4 \pm 17,3 \text{ mg L}^{-1}$, que justificaria a reutilização destas águas de forma técnica e racional nos cultivos agrícolas.

4.4 Remoção de Nutrientes pela planta

Ao longo do período experimental, o capim-tifton 85 apresentou diferentes tempos para alcançar o mesmo estágio de desenvolvimento.

Apesar de a Fase II ter tido a menor duração, foi nesta que o capim-tifton apresentou a maior produção de matéria verde (Figura 15A). Na primeira Fase houve adaptação da planta ao ambiente alagado. O capim-tifton é cultivado em solo bem drenado (OLIVEIRA et al., 2010; FONTANELI et al., 2012; PEREIRA et al., 2012), no entanto tem se adaptado bem aos sistemas alagados construídos (FIA et al., 2014; FIA et al., 2011; MATOS et al., 2010a), e no solo fertirrigado com águas residuárias (MATOS et al., 2013).

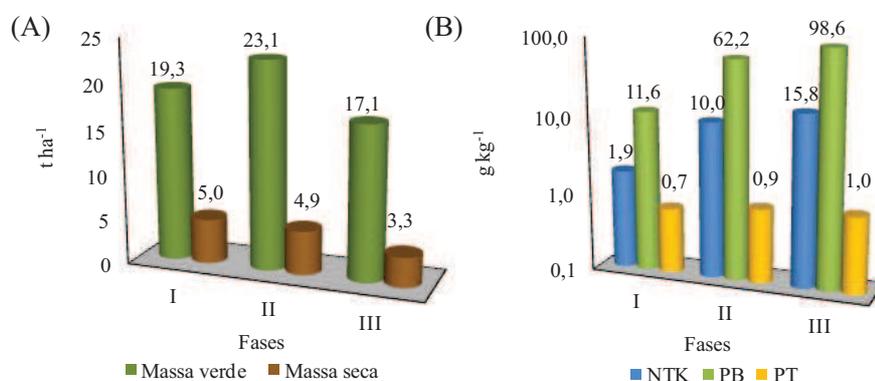


Figura 15 Produção de massa verde e massa seca (A), e concentração de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), proteína bruta (PB) e fósforo total (PT) na matéria seca (B) do capim-tifton 85 cultivado no sistema alagado construído (SAC) após receber diferentes aportes de nutrientes nas três fases de monitoramento do sistema de tratamento

Já na terceira Fase, houve grande aporte de nutrientes, o que pode ter reduzido a produção de biomassa, em função de o ambiente não ter se tornado propício ao desenvolvimento, pois se acumulava, na superfície da primeira chicana do SAC, grande quantidade de sólidos, causando um aparente selamento de poros. Esse comportamento dos sólidos no SAC sugere o fluxo tendendo a pistonado, com decréscimo na concentração ao longo do reator e possível melhoria na condição de trocas gasosas no sistema. O aparente excesso de sais pode ter promovido desequilíbrio osmótico entre as raízes e a água residuária em tratamento. Embora não tenha sido realizada avaliação de parâmetros ao longo do comprimento do SAC, o efeito no desenvolvimento das gramíneas pode ser observado (Figura 16), sendo menor na primeira chicana e crescimento gradativo até o último compartimento do SAC.



Figura 16 Crescimento gradativo da tifton-85 ao longo do sistema alagado construído (SAC) observado no final na terceira Fase de monitoramento após receber diferentes aportes de nutrientes provenientes dos efluentes da suinocultura

O outro fator que pode ter contribuído para a redução na produtividade refere-se à temperatura, que, nessa terceira fase, foi inferior à observada nas outras fases. As gramíneas em geral são diretamente afetadas pela temperatura reduzindo seu crescimento. Durante o inverno as forrageiras de verão, como o capim tifton-85, têm sua produtividade reduzida pela temperatura (FONTANELI; FONTANELI, 2012).

A condutividade elétrica do líquido em tratamento no SAC parece não ter influenciado no desenvolvimento das plantas, tendo em vista que os valores afluentes ao SAC foram iguais para as três fases ($p > 0,05$) (Tabela 6). Entretanto a literatura indica que os valores de CE, verificados neste trabalho, para utilização na irrigação, estão entre os graus de restrição de moderada a severa para a maioria das culturas (AYERS; WESTCOT, 1991).

Tabela 6 Valores de condutividade elétrica (CE) afluyente e efluente do sistema alagado construído (SAC), nas diferentes Fases de condução da unidade tratamento

	Fases	Afluente do SAC	Efluente do SAC
CE (dS m ⁻¹)	I	3,2 a	3,1 a
	II	2,1 a	1,9 b
	III	2,7 a	2,9 a

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferiram entre si pelo Teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Fontaneli et al. (2012) relatam que o tifton 85 cultivado em solo, ao receber acima de 550 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N, a produção estimada é de 5,7 t ha⁻¹ de matéria seca na estação seca e de 11,4 t ha⁻¹ de matéria seca na estação normal em ciclos de 42 dias. Valores superiores aos observados neste trabalho. Matos et al. (2010a) obtiveram para o capim-tifton 85, produção de matéria seca entre 20 e 30 t ha⁻¹ em SACs em escala piloto utilizados no tratamento de efluentes da suinocultura. Fia et al. (2011), também, utilizando SACs instalados em casa de vegetação e cultivados com capim-tifton 85 para o tratamento de efluentes da suinocultura observaram produtividade de matéria seca entre 4 e 7 t ha⁻¹.

Em SACs de escoamento vertical, instalados em casa de vegetação, Fia et al. (2014) verificaram a produção de tifton 85 entre 6,8 e 42,9 t ha⁻¹ de matéria seca ao aplicarem efluentes da suinocultura. Esta maior produção, comparada aos demais trabalhos, pode estar relacionada ao fato de que em SAC verticais, o ambiente não permanece constantemente alagado como naqueles de escoamento horizontal. Outro fator que influencia a comparação de dados é o período de desenvolvimento vegetativo entre os cortes. Assim, neste trabalho, a produção de matéria seca (3,3 a 5,0 t ha⁻¹) foi relativamente baixa, comparada aos dados verificados na literatura.

MATOS et al. (2010a) verificaram que a produtividade do capim-tifton 85 cultivado em SACs foi crescente, quando se aumentou a carga aplicada de

DBO (66 a 570 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO) proveniente de efluentes de laticínios, e variou entre 7,5 e 14,9 t ha⁻¹.

O aumento das taxas de aplicação de nitrogênio e fósforo no SAC da Fase I para a Fase III (Tabela 1) pode ter proporcionado maior absorção dos nutrientes e consequentes acúmulos no tecido vegetal (Figura 15 B). O conteúdo específico de um determinado elemento no tecido foliar não, necessariamente, reflete a necessidade da planta nestas quantias, pois pode ocorrer a absorção mineral em excesso dentro de requerimentos nutricionais determinados e específicos, o que é conhecido como o fenômeno do consumo de luxo (ARGENTA et al., 2002; PRIMAVESI et al., 2004). Tal fenômeno é mais evidente quando há disponibilidade de nutrientes, mas outros fatores como salinidade, toxicidade por excesso de elementos, ou, ainda, algum elemento limitante, luminosidade, temperatura, entre outros, interferem na produção da biomassa reduzindo-a, o que pode ter ocorrido na Fase III comparada à Fase II.

Em sistemas de pastejo, Balsalobre et al. (2003) e Soares et al. (2009) verificaram que diferentes gramíneas, incluindo o capim-tifton 85, apresentaram “consumo de luxo” de nitrogênio.

Após a aplicação de diferentes doses de nitrogênio e lâminas de irrigação, Rodrigues, Lopes e Magalhães (2005) obtiveram entre 11 e 15% de proteína bruta (PB) no tifton 85, enquanto Soares Filho et al. (2002) verificaram 12,5%, acima do observado neste trabalho (1,16% e 9,86%) (Figura 15B). Nesses dois trabalhos cultivou-se o tifton 85 em sistema de pastejo e, muito embora os percentuais sejam mais elevados que neste trabalho, vale ressaltar que o insumo utilizado provém de um passivo ambiental, o qual vem sendo estudado para minimizar os riscos ao ambiente e reutilização, trazendo economia na produção de forragem, além do maior valor de PB na Fase 3 estar, relativamente, próximo aos encontrados nos trabalhos citados. Em SACs utilizados no tratamento de efluentes da suinocultura, foram verificados valores de PB na

parte aérea do capim-tifton 85 entre 12% e 29% (MATOS et al., 2010a; FIA et al., 2011; FIA et al., 2014).

A quantificação dos teores de PB é importante quando se avalia a possibilidade da utilização do capim-tifton 85 na alimentação animal, pois o desempenho animal responde, linearmente, ao aporte de proteína na dieta. Os teores de PB diminuem com o avanço da idade da gramínea. Em média, aos 28 dias de cultivo, são alcançados os valores máximos, que se apresentam em média em torno de 15% (SÁ et al., 2010).

Matos et al. (2013), após aplicar percolado de resíduos sólidos urbanos em parcelas de capim-tifton 85 cultivado em solo, verificaram teores de PB e PT entre 10 e 28% e 2,8 e 6,4 g kg⁻¹, respectivamente. Verificaram, ainda, que, em média, quanto maior a dose aplicada de percolado, maiores são os teores observados de PB e PT. Já Matos et al. (2010a) verificaram que o conteúdo de nitrogênio e fósforo no tifton 85 cultivado em SACs utilizados no tratamento de efluentes de laticínios variou entre 30 e 40 g kg⁻¹, e 3 e 4 g kg⁻¹, respectivamente.

Fia et al. (2011) e Fia et al. (2014) obtiveram na matéria seca do capim-tifton 85 cultivado em SACs de escoamento horizontal e vertical, instalados em casa de vegetação, concentrações de nitrogênio e fósforo entre 27 e 46 g kg⁻¹, e 1,7 e 9,7 g kg⁻¹, respectivamente. Valores superiores aos observados neste trabalho.

Semelhante à produção de matéria verde e seca, o percentual de nutrientes no tecido vegetal depende da disponibilidade de nutrientes, das condições ambientais que podem favorecer a evapotranspiração da planta e o consequente aumento da absorção de nutrientes, além do intervalo entre os cortes da planta. Estes fatores dificultam a comparação diretamente com outros trabalhos. No entanto, verificou-se, com a condução deste trabalho, que o desempenho do capim-tifton 85 não foi semelhante ao observado na literatura para condições de cultivo parecidas às aplicadas neste trabalho.

Em relação à extração de nutrientes pelo tifton 85 tendo como referência o aporte ao sistema não foi diferente, e os valores ficaram aquém daqueles relatados na literatura (Figura 17). Fia et al. (2011) concluíram que o capim-tifton 85 removeu cerca de 450 kg ha^{-1} de NTK e 100 kg ha^{-1} de P, em dois cortes do capim-tifton 85 cultivado durante 120 dias em SAC utilizado no tratamento de efluentes da suinocultura. Fia et al. (2014) verificaram que o capim-tifton 85 foi capaz de extrair entre $9,8$ e $17,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de NTK e entre $0,6$ e $1,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de PT, o que representou $4,6$ e $5,4\%$ do NTK e do PT aportados ao sistema. Os valores encontrados neste trabalho são semelhantes aos citados por Vymazal (2007) com remoções de $250 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ de NTK e de $45 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ de PT.

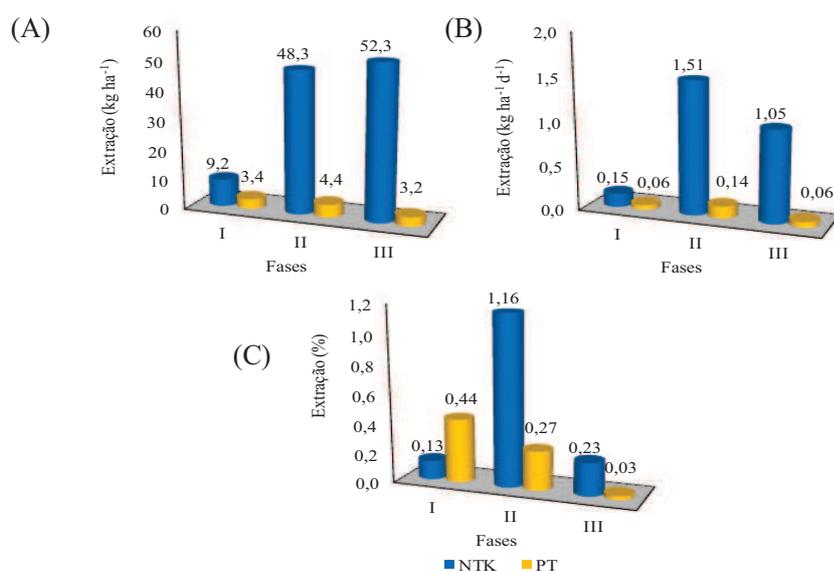


Figura 17 Extração de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total (PT) ao longo do experimento (A) e (B) e percentual de extração em relação ao aporte total de nutrientes ao longo do período experimental (C) pelo capim-tifton 85 cultivado no sistema alagado construído (SAC), após receber diferentes aportes de nutrientes, nas três Fases de monitoramento do sistema de tratamento

Já Matos et al. (2010a) observaram que o tifton 85 acumulou 2.043 kg ha⁻¹ de nitrogênio e 322 kg ha⁻¹ do fósforo em três cortes durante 200 dias de condução experimental. Apesar do elevado acúmulo de nutrientes na biomassa vegetal, a planta contribuiu para remoção de 11% do nitrogênio e 7,2% do fósforo aportado ao SAC (valores calculados) por Matos et al. (2010a).

Cardinal et al. (2014) verificaram que o cultivo das espécies *Typha* spp., *Myriophyllum sibiricum*, e *Utricularia vulgaris*, cultivadas em SACs, não contribuíram, significativamente, para a remoção de nutrientes e fármacos. Em revisão sobre o tema, Brisson e Chazarenc (2009), Vymazal (2011) e Shelef et al. (2013) verificaram na literatura diferentes efeitos das plantas sobre a remoção de nutrientes, ora positivos, ora sem influência, e até mesmo efeitos negativos.

4.5 Coliformes totais e termotolerantes

A quantidade de coliformes totais e termotolerantes afluente às unidades experimentais variou, em função da composição da água residuária que dependia do procedimento de limpeza e manejo das instalações de criação dos suínos (Figura 16). Esta variação refletiu nas concentrações efluentes dos sistemas, tendo em vista que unidades secundárias de tratamento como os reatores anaeróbios e os sistemas alagados construídos apresentam reduzidas eficiências de remoção desses microrganismos. Von Sperling (2005) relata que reatores anaeróbios e SACs são capazes de remover uma e entre três e quatro unidades logarítmicas de coliformes termotolerantes.

Na terceira fase, verificou-se aumento na quantidade afluente de coliformes e consequente estabilização na concentração efluente dos sistemas. No entanto, a remoção foi reduzida, praticamente, não ocorrendo (Tabela 7).

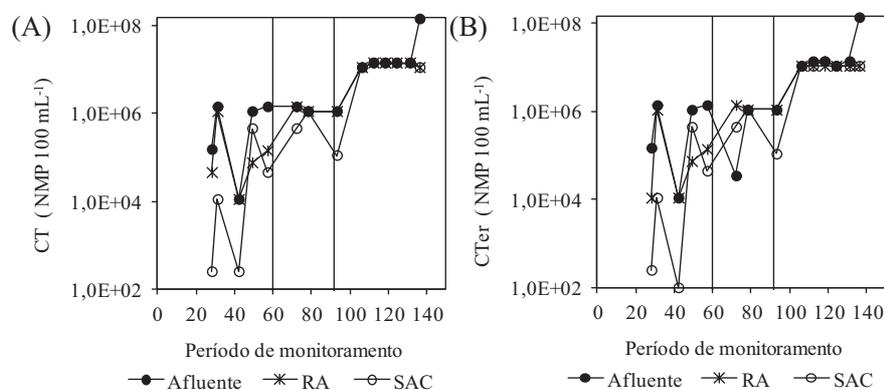


Figura 18 Variação no número mais provável de coliformes totais (CT) e coliformes termotolerantes (CTer) no afluente e efluentes do reator anaeróbio (RAFA) e do sistema alagado construído (SAC) nas diferentes Fases de operação do sistema de tratamento. As linhas verticais dentro das figuras indicam as mudanças de fase no monitoramento

Como esperado, a remoção de coliformes mostrou-se limitada no sistema como um todo, sendo as maiores eficiências de remoção na Fase I, de 91% (2,2 log) para coliformes totais e 90% (1,4 log) para coliformes termotolerantes. A redução na remoção nas Fases II e III pode estar relacionada ao aumento da carga e, conseqüentemente, à redução do TDH. Nos SACs, a remoção de patógenos se dá por meio de uma combinação de processos físicos, químicos e biológicos, por mecanismos de sedimentação, filtração, radiação ultravioleta (mais importante quando o escoamento é superficial), oxidação, adsorção à matéria orgânica, exposição a biocidas excretados por macrófitas, predação e morte natural (KADLEC; WALLCE, 2008).

Tabela 7 Remoção de coliformes totais (CT) e coliformes termotolerantes (CTer), em %, no reator anaeróbio (RAFA), no sistema alagado construído (SAC), e na soma dos dois (total) nas diferentes Fases de condução das unidades tratamento

Fases	CT			CTer		
	RA	SAC	Total	RA	SAC	Total
I	55 (0,8)	73 (1,6)	91 (2,2)	60 (2,2)	73 (0,8)	90 (1,4)
II	0,0 (0,0)	53 (0,7)	53 (0,7)	0,0 (0,7)	53 (0,0)	30 (0,7)
III	15 (0,2)	0 (0,2)	15 (0,2)	26 (0,2)	0 (0,2)	23 (0,0)

Valores entre parênteses correspondem às unidades log removidas.

Oliveira e Duda (2009) verificaram redução da eficiência de remoção de coliformes com a redução do TDH de reator anaeróbio utilizado no tratamento de ARS, variando de três para uma unidade logarítmica. Neste caso, o afluente apresentou entre de $7,4 \times 10^6$ a $1,6 \times 10^8$ NMP 100 mL⁻¹. Já Calijuri et al. (2009) não verificaram no tratamento de esgoto doméstico em reator UASB, seguido de SAC, no tratamento de esgoto doméstico, influência das diferentes taxas de aplicação hidráulica e do TDH, como parece ter havido neste trabalho. Chagas et al. (2012) conseguiram remover de esgoto doméstico tratado em SACs de 1,0 a 4,0 e de 2,0 a 4,0 unidades logarítmicas de CT e *E. Coli*. Tais remoções estiveram diretamente associadas ao tempo de detenção hidráulica e consequente aumento de carga orgânica nos SACs.

Segundo Calijuri et al. (2009), foram verificadas remoções de duas unidades logarítmicas de coliformes totais e termotolerantes (eficiências superiores a 99%) nos SACs com TDH entre 4,5 e 5 dias. Gonzales et al. (2009) obtiveram a remoção de 3,3 a 4,2 unidades logarítmicas em SACs com TDH de 3 dias utilizados no tratamento de ARS com 10^8 a 10^{10} NMP 100 mL⁻¹ de coliformes totais.

De forma geral, o sistema foi capaz de remover duas unidades logarítmicas na Fase I, com o menor aporte de microrganismos e maior TDH, o

que pode ter expostos os microrganismos por maior tempo aos agentes que promovem a remoção destes (Tabela 7). Vymazal (2009), em revisão sobre o tema, relata que os SACs podem remover entre 1 e 4 unidades logarítmicas de coliformes termotolerantes.

A remoção de coliformes totais e termotolerantes neste trabalho foram inferiores ao observado na literatura. As concentrações efluentes do sistema (RA-SAC) mantiveram-se acima de 10^6 NMP 100 mL^{-1} , o que pode restringir a aplicação das águas residuárias tratadas para a fertirrigação de algumas espécies vegetais. Tomaram-se por base os valores estabelecidos nas diretrizes da Organização Mundial da Saúde (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2006) e na Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº 430 (BRASIL, 2011), na qual estão definidos os limites de coliformes termotolerantes de 2×10^2 , 1×10^3 , e 4×10^3 NMP 100 mL^{-1} em corpos d'água doce de classe 1, 2 e 3, dos quais podem ser captadas águas para irrigação. Para maior aproveitamento desse efluente pode ser acrescentado ao sistema outra unidade objetivando maior remoção de coliformes.

5 CONCLUSÕES

A carga orgânica removida pelo RAFA e pelo SAC numericamente aumentou com a elevação das taxas de aplicação, entretanto as eficiências de remoção, em termos de DQO solúvel diminuíram, significativamente, sendo a contribuição de cada reator variada em função das quantidades de sólidos afluentes.

Para a eficiência na remoção de nutrientes pelos reatores, em termos percentuais, não houve diferença significativa, mas a carga removida aumentou com o aumento da carga aplicada.

Conclui-se, também, que houve aumento nas concentrações de proteína bruta, NTK e PT no tecido do capim-tifton 85 com o aumento da taxa de aplicação superficial de nutrientes, mas a produtividade de matéria seca reduziu na terceira fase, provavelmente, por fatores como diminuição da temperatura e excesso de sólidos retidos na primeira chicana do SAC

Embora tenha ocorrido redução dos coliformes nas duas primeiras etapas avaliadas, os valores de coliformes, presentes no efluente, podem restringir a reutilização da água residuária na agricultura, dependendo da forma de aplicação e da espécie vegetal a ser cultivada. A adição de uma unidade, objetivando o polimento desses microrganismos, ampliará as possibilidades do reúso.

As características apresentadas pelo efluente do sistema nas diferentes fases não alcançaram os padrões ambientais para lançamento em cursos de água, dentre as variáveis avaliadas, podendo ser destinadas então à fertirrigação.

REFERENCIAS

ABREU NETO, M.; OLIVEIRA, R. A. de. Remoção de matéria orgânica, de nutrientes e de coliformes no processo anaeróbio em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Engenharia na Agricultura**, Jaboticabal, v. 29, n. 1, p. 148-161, jan./mar. 2009.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington: APHA, 2005.

ANUÁRIO DA PECUÁRIA BRASILEIRA. São Paulo: Instituto FNP, 2009.

ARGENTA, G. et al. Parâmetros de planta como indicadores do nível de nitrogênio na cultura do milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 4, p. 519- 527, abr. 2002.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA E EXPORTADORA DE CARNE SUÍNA. Disponível em: <<http://www.abipecs.org.br>>. Acesso em: 15 mar. 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. **Os números das exportações brasileiras de carne suína em 2014**. São Paulo: ABPA, 2014. Disponível em: <http://www.abipecs.org.br/uploads/relatorios/mercado-externo/exportacoes/relatorios/relatorio_exportacoes_anuais_jan-jun-2014_jan-jun-2013.pdf>. Acesso em: 20 jul. 2014.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Campina Grande: Editora da UFPB, 1991.

BALSALOBRE, M. A. A. et al. Composição química e fracionamento do nitrogênio e dos carboidratos do capim- Tanzânia irrigado sob três níveis de resíduo pós-pastejo. **Revista Brasileira Zootecnia**, Viçosa, v. 32, n. 3, p. 519-528, maio/jun. 2003.

BORIN, M.; POLITEO, M.; STEFANI, G. de. Performance of a hybrid constructed wetland treating piggery wastewater. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 51, n. 51, p. 229– 236, Feb. 2013.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A. Plantio e desempenho fenológico da taboa (*Typha* sp.) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 3, p. 266-272, jul./set. 2007.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução 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. **Diário Oficial da União**, Brasília, n. 92, p. 89, maio 2011.

BRISSON, J. E.; CHAZARENC, F. Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: Should we pay more attention to macrophyte species selection? **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 407, n. 13, p. 3923-3930, June 2009.

CALIJURI, M. L. et al. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. **Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 3, p. 421-430, jul./set. 2009.

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, 2005.

CAMPOS, C. M. M. et al. Desenvolvimento e operação de reator Anaeróbio De Manta de Lodo (UASB) no tratamento dos efluentes da suinocultura em escala laboratorial. **Revista Agrociência**, Lavras, v. 30, n. 1, p. 140-147, mar., abr. 2006.

CARDINAL, P. et al. Macrophytes may not contribute significantly to removal of nutrients, pharmaceuticals, and antibiotic resistance in model surface constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 482–483, p. 294–304, June 2014.

CERETTA, C. A. et al. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 6, p. 729-735, jun. 2003.

CHAGAS, R. C. et al. Remoção de coliformes em sistemas alagados construídos cultivados com lírio amarelo (*Hemerocallis Flava*). **Revista Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v. 20, n. 2, p. 142-150, mar./abr. 2012.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA, 2007.

DALMAGO, G. A. et al. Evapotranspiração máxima da cultura de pimentão em estufa plástica em função da radiação solar, da temperatura, da umidade relativa e do déficit de saturação do ar. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 36, n. 3, p. 785-792, jun. 2006.

DANTAS, A. A. A.; CARVALHO, L. G. de; FERREIRA, E. Classificação e tendências climáticas em Lavras, MG. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 31, n. 6, p. 1862-1866, Nov./dez. 2007.

DENG, L. et al. Improvement in post-treatment of digested swine wastewater. **Bioresource Technology**, Essex, v. 99, n. 8, p. 3136-3145, May 2008.

DORDIO, A.; CARVALHO, A. J. P. Constructed wetlands with light expanded clay aggregates for agricultural wastewater treatment. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 463-464, p. 454-461, Oct. 2013.

DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB e filtro anaeróbio em série seguidos de filtro biológico percolador. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 16 n. 1, p. 91-100, jan./mar. 2011.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 35, n. 6, p. 1039-1042, 2011.

FIA, R. et al. Desempenho de filtros anaeróbios no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento dos frutos do cafeeiro. **Engenharia na Agricultura**, Jaboticabal, v. 19, n. 1, p. 62-71, 2011.

FIA, R. et al. Removal of nitrogen, phosphorus, copper and zinc from swine breeding waste water by bermudagrass and cattail in constructed wetland systems. **Engenharia na Agricultura**, Jaboticabal, v. 34, n. 1, p. 112-113, jan./fev. 2014.

FONTANELI, R. S. et al. Gramíneas forrageiras perenes de verão. In: FONTANELI, R. S.; SANTOS, H. P. dos; FONTANELI, R. S. (Ed.). **Forrageiras para integração lavoura-pecuária-floresta na região sul-brasileira**. 2. ed. Brasília: Embrapa, 2012. Cap. 8, p. 247-295.

FONTANELI, R. S.; FONTANELI, R. S. Qualidade e valor nutritivo de forragem. In: FONTANELI, R. S. et al. (Ed.). **Forrageiras para integração lavoura-pecuária-floresta na região sul-brasileira**. 2. ed. Brasília: Embrapa, 2012. Cap. 1, p. 27-49.

GARTNER, I. R.; GAMA, M. L. S. Avaliação multicriterial dos impactos ambientais da suinocultura no Distrito Federal: um estudo de caso. **Organizações Rurais e Agrícolas**, Lavras, v. 7, n. 2, p. 148-161, maio/ago. 2005.

GONZALEZ, F. T. et al. Treatment of swine wastewater with subsurface-flow constructed wetlands in Yucatan, Mexico: influence of plant species and contact time. **Water SA**, Mérida, v. 35, n. 3, p. 335–342, Apr. 2009.

HARRINGTON, C.; SCHOLZ, M. Assessment of pre-digested piggery wastewater treatment operations with surface flow integrated constructed wetland systems. **Bioresource Technology**, Essex, v. 101, n. 18, p. 7713–7723, Sept. 2010.

HENRIQUE, I. N. et al. Remoção biológica de fósforo em reatores em bateladas sequenciais com diferentes tempos de retenção de sólidos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 15, n. 2, p. 197-204, abr./jun. 2010.

ISOLDI, L. A.; KOETZ, P. R.; ISOLDI, L. A. Pós-tratamento de efluente nitrificado da parbolização de arroz utilizando desnitrificação em reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 4, p. 271-277, out./dez. 2005.

KADLEC, R. H. Wastewater treatment at the Houghton Lake wetland: hydrology and water quality. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 35, p. 1287–1311, 2009.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment wetlands**. Boca Raton: CRC Press, 2008.

KIM, W. et al. Performance of methanogenic reactors in temperature phased two-stage anaerobic digestion of swine wastewater. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, Osaka, v. 114, n. 6, p. 635-639, Dec. 2012.

LAMEGO NETO, L. G.; COSTA, R. H. R. da. Tratamento de esgoto sanitário em reator híbrido em bateladas sequenciais: eficiência e estabilidade na remoção de matéria orgânica e nutrientes (N, P). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 16, n. 4, p. 411-420, out./dez. 2011.

LEE, S.; MANQUIZ, M. C.; KIM, L.-H. Characteristics of contaminants in water and sediment of a constructed wetland treating piggery wastewater effluente. **Journal of Environmental Sciences**, Los Angeles, v. 22, n. 6, p. 940–945, June 2010.

LETTINGA, G. et al. Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. **Biotechnology & Bioengineering**, New York, v. 22, n. 4, p. 699-734, Apr. 1996.

LIM, S. J.; FOX, P. A kinetic evaluation of anaerobic treatment of swine wastewater at two temperatures in a temperate climate zone. **Bioresource Technology**, Essex, v. 102, n. 4, p. 3724-3729, Feb. 2011.

MATOS, A. T. et al. Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 12, p. 1311-1317, fev. 2010.

MATOS, A. T. et al. Produtividade e composição química do Capim-Tifton 85 submetido a diferentes taxas de aplicação do percolado de resíduo sólido urbano. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 33, n. 1, p. 188-200, jan./fev. 2013.

MATOS, A. T. de; FREITAS, W. S.; BORGES, A. L. C. Estudo cinético da remoção de matéria orgânica de águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados construídos cultivados com diferentes espécies de vegetais. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 31, n. 6, p. 1179-1188, nov./dez. 2011.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Capacidade extratora de diferentes espécies vegetais cultivadas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 4, n. 2, p. 31-45, fev. 2009.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. **Ambiente & Água**, Taubaté, v. 5, n. 2, p. 119-132, dez. 2010.

MEERS, E. et al. Tertiary treatment of the liquid fraction of pig manure with *Phragmites australis*. **Water, Air and Soil Pollution**, New York, v. 160, n. 1-4, p. 15-26, Apr. 2005.

METCALF, G.; EDDY, L. **Wastewater engineering treatment disposal reuse**. 3. ed. New York: McGraw-Hill, 2003.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta nº 1, de 05 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. **Diário Oficial do Estado**, Belo Horizonte, 07 maio 2008.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/animal/especies/suinos>>. Acesso em: 20 jul. 2014.

MIRANDA, C. R. de. Aspectos ambientais da suinocultura brasileira. In: SEGANFREDO, M. A. (Ed.). **Gestão ambiental na suinocultura**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. Cap. 1, p. 13-36.

NEVES, M. F. et al. Mapping and quantification of the beef chain in Brazil. **The International Food and Agribusiness Management Review**, Oxford, v. 17, p. 125-138, 2014.

OLIVEIRA, A. P. P. et al. Respostas do capim-Tifton 85 à aplicação de nitrogênio: cobertura do solo, índice de área foliar e interceptação da radiação solar. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, Belo Horizonte, v. 62, n. 2, p. 429-438, abr. 2010.

OLIVEIRA, P. A. V. (Coord). **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA, 1993.

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

PERDOMO, C. C.; LIMA, G. J. M. M.; NONES, K. Produção de suínos e meio ambiente. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO DA SUINOCULTURA, 9., 2001, Concórdia. **Anais...** Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2001.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MOTERANI, F. Avaliação do desempenho físico-químico de um reator UASB construído em escala piloto na remoção de poluentes de efluentes da suinocultura. **Ambiente & Água**, Taubaté, v. 5, n. 1, p. 79-88, jan. 2010.

PEREIRA, E. L. et al. Eficiência de um sistema de reatores anaeróbios no tratamento de efluentes líquidos de suinocultura. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 33, n. 3, p. 287-293, 2011.

PEREIRA, O. G. et al. Crescimento do capim-tifton 85 sob doses de nitrogênio e alturas de corte. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 41, n. 1, p. 30-35, jan. 2012.

PEREIRA-RAMIREZ, O. et al. Comparação de desempenho do tratamento de efluente agroindustrial por UASB E UASB-Híbrido. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v. 9, n. 2, p. 171-174, abr./jun. 2003.

POACH, M. E. et al. Effect of intermittent drainage on swine wastewater treatment by marsh-pond-marsh constructed wetlands. **Ecological Engineering** Oxford, v. 30, n. 1, p. 43-50, May 2007.

PRIMAVESI, A. C. et al. Adubação nitrogenada em capim-*coastcross*: efeitos na extração de nutrientes e recuperação aparente do nitrogênio. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 33, n. 1, p. 68-78, jan./fev. 2004.

QUEIROZ, F. M. et al. Características químicas do solo e absorção de nutrientes por gramíneas em rampas de tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v. 12, n. 2, p. 77-90, abr./jun. 2004.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal of Water Pollution Control Federation**, Alexandria, v. 58, n. 5, p. 406-411, May 1986.

RODRIGUES, B. H. N.; LOPES, E. A.; MAGALHÃES, J. A. **Teor de proteína bruta do Cynodon spp. cv. Tifton 85 sob irrigação e adubação nitrogenada, em Parnaíba, Piauí**. Teresina: Embrapa Meio-Norte, 2005.

SÁ, J. F. et al. Fracionamento de carboidratos e proteínas de gramíneas tropicais cortadas em três idades. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, Belo Horizonte, v. 62, n. 3, p. 667-676, jun. 2010.

SALEH, B. B. **Parâmetros cinéticos de reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB) operando com efluentes líquidos agroindustriais**. 2003. 66 p. Dissertação (Mestrado em Construções Rurais e Ambiente) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2003.

SEGANFREDO, M. A. **A gestão ambiental na suinocultura**. Brasília, Embrapa Suínos e Aves, 2007.

SHELEF, O. et al. Role of plants in a constructed wetland: current and new perspectives. **Water**, Washington, v. 5, n. 2, p. 405-419, 2013.

SILVA, C. L.; BASSI, N. S. S.; NASCIMENTO, D. E. A implementação de políticas públicas pelas instituições públicas de pesquisa: um estudo sobre pesquisas e tecnologias da Embrapa suínos e aves para mitigação do impacto ambiental da suinocultura no oeste catarinense. **Espacios**, Caracas, v. 32, n. 4, p. 10, out./dez. 2011.

SILVA, F. C. da. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. rev. e ampl. Brasília: Embrapa, 2009.

SOARES, A. B. et al. Influência da luminosidade no comportamento de onze espécies forrageiras perenes de verão. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 38, n. 3, p. 443-451, mar. 2009.

SOARES FILHO, C. V. et al. Produção e valor nutritivo de dez gramíneas forrageiras na região Noroeste do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 24, n. 5, p. 1377-1384, 2002.

URBINATI, E.; DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. de. Performance of uasb reactors in two stages under different HRT and OLR treating residual waters of swine farming. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 33, n. 2, p. 367-378, mar./abr. 2013.

VÁZQUEZ A, M. A. D. et al. Vertical flow constructed wetland treating high strength wastewater from swine slurry composting. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 50, p. 37-43, Jan. 2013.

VILAS BÔAS, R. B. **Avaliação de sistemas alagados construídos combinados com diferentes configurações**. Lavras: Editora da UFLA, 2013.

VIVAN, M. et al. Eficiência na interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 3, p. 320-325, mar. 2010.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: DESA, 2005.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: DESA, 1996.

VYMAZAL, J. Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: a review. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 61, p. 582– 592, Dec. 2013.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. **Environmental Science & Technology**, Easton, v. 45, n. 1, p. 61-69, Aug. 2010.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 380, n. 1-3, p. 48–65, July 2007.

WANG, D. et al. Biological phosphorus removal in sequencing batch reactor with single-stage oxic process. **Bioresource Technology**, Essex, v. 99, n. 13, p. 466-5473, Sept. 2008.

WANG, L. **A two-step fed sequencing batch reactor combined with pre-nitritation for treating swine**. 2009. 101 p. Dissertation (Msc Environmental Engineering) - University of Minnesota. Minnesota, Washington, 2009.

WEI, X. M. et al. Application of aerobic biological filter for treating swine farms wastewater. **Procedia Environmental Sciences**, Amsterdam, v. 2, p. 1569-1584, 2010.

WESTERMAN, P. W. et al. Upflow biological aerated filters for the treatment of flushed swine manure. **Bioresource Technology**, Essex, v. 74, n. 3, p. 181-190, Sept. 2000.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **WHO guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater**. Geneva: WHO, 2006.

ZHANG, L. et al. Anaerobic ammonium oxidation for treatment of ammonium-rich wastewaters. **Journal of Zhejiang University Science B**, Hangzhou, v. 9, n. 5, p. 416-426, May 2008.

ZHANG, C.; WANG, Y. Purification effect of subsurface flow constructed wetland on livestock wastewater. **Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering**, Oxford, v. 29, n. 17, p. 160-168, 2013.