

## UNIDADES COMBINADAS RAFA-SAC PARA TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA – PARTE II NUTRIENTES

Doi: <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v35n5p931-940/2015>

FABIANA AMORIM<sup>1</sup>, RONALDO FIA<sup>2</sup>, JULIANO R. M. SILVA<sup>3</sup>, CAMILA F. M. CHAVES<sup>4</sup>, PEDRO P. PASQUALIN<sup>5</sup>

**RESUMO:** Neste trabalho, avaliou-se o efeito combinado de duas unidades de tratamento na remoção de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total (PT). As unidades avaliadas receberam alimentação contínua, 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 I, II e III. A carga orgânica volumétrica (COV) aplicada foi de 1,2; 1,3 e 13,0 kg m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> de DQO no RAFA, e as taxas de aplicação superficial (TAS) no SAC foram de 120, 130 e 464 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de NTK e 13; 51 e 240 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de PT e de 850; 656 e 6.335 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DQO. As eficiências de remoção de NTK e PT no sistema como um todo foram de, aproximadamente, 35%, não havendo diferença significativa entre as fases. Porém, em termos de COV removida, houve maior remoção com o aumento da carga aplicada. As características apresentadas pelo efluente do sistema nas diferentes fases não alcançaram os padrões ambientais para lançamento em cursos de água no Estado de Minas Gerais, dentre as variáveis avaliadas, mas seu potencial nutricional deve ser utilizado para produção agrícola.

**PALAVRAS-CHAVE:** carga orgânica, nutrientes, taxa de aplicação superficial, tratamento biológico, wetlands.

## COMBINED UNITS FOR SWINE WASTEWATER TREATMENT – PART II NUTRIENTS

**ABSTRACT:** In this study, we assessed the combined effect of two treatment units on removal of total Kjeldahl nitrogen (TKN) and total phosphorus (TP). Continuous feeding was provided to the units which consisted of an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor with a working volume of 96 L and a constructed wetland system (WS) with a capacity of 237 L. The experiment was performed in three phases with variation in hydraulic retention time (HRT). UASB reactor had a HRT of 59, 19.5 and 5 hours; and for the WSs, HRTs were 146, 48 and 13 hours. Volumetric organic loading rates (VOLR) applied to the reactor were 1.2, 1.3 and 13.0 kg.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> of COD. Surface application rates (SAR) in the WS were 120, 130 and 464 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> of TKN, and 13, 51 and 240 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> of TP. Removal efficiency of TKN and TP reached approximately 35% for the entire system with no significant differences among phases. However, such removal rates achieved higher values with increasing loads. Regarding the evaluated variables, we concluded that the effluent generated by the combined system at all phases did not reach the environmental standards proposed by the state of Minas Gerais (Brazil) to be released into water bodies. On the other hand, this waste has a great nutritional potential that should be used to enhance agricultural production.

**KEYWORDS:** Organic loading, Nutrients, Application rate, Biological treatment, Wetland systems.

<sup>1</sup> Eng<sup>a</sup> Agrícola, Doutoranda em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, Departamento de Engenharia, UFLA/Lavras - MG, (35) 9174-6077, fabianadeamorim@yahoo.com.br

<sup>2</sup> Eng<sup>o</sup> Agrícola e Ambiental, Prof. Doutor, Departamento de Engenharia, UFLA/Lavras - MG, ronaldofia@deg.ufla.br

<sup>3</sup> Graduando Em Engenharia Ambiental e Sanitária, Depto. de Engenharia, UFLA/Lavras - MG julianomudadu@gmail.com

<sup>4</sup> Graduando Em Engenharia Ambiental e Sanitária, Depto. de Engenharia, UFLA/Lavras - MG cfmchaves@hotmail.com

<sup>5</sup> Graduando Em Engenharia Ambiental e Sanitária, Depto. de Engenharia, UFLA/Lavras - MG pppasqualim@hotmail.com

Recebido pelo Conselho Editorial em: 14-11-2014

Aprovado pelo Conselho Editorial em: 26-3-2015

## INTRODUÇÃO

Somente no mês de abril de 2014, o Brasil exportou 42.623 toneladas de carne suína e obteve receita de US\$ 118,66 milhões, um aumento de 19,7% em volume e de 19,7% em valor, na comparação com o mesmo mês de 2013 (ABPA, 2014). SILVA et al. (2011) destacam a contraposição da importância econômica e social inegáveis, em que 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.

Em razão do excesso de nitrogênio e fósforo, 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).

Quando empregado reator anaeróbico de fluxo ascendente (RAFA) no tratamento de águas residuárias da suinocultura, o efluente gerado nessa unidade ainda apresenta elevada concentração orgânica e de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, sendo necessária utilização de unidades complementares para remover os excessos prejudiciais para dispor no ambiente ou posterior reuso dessas águas. E a aplicação combinando ambos os processos, anaeróbico e aeróbio/anóxico, pode proporcionar grande potencial para tratamento dessas águas residuárias.

Os Sistemas Alagados Construídos (SACs) têm potencial para remover nutrientes de águas residuárias da suinocultura (POACH et al., 2007; LEE et al., 2010; MATOS et al., 2010a; BORIN et al., 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).

Os SACs caracterizam-se por apresentar moderado custo de instalação, reduzido o consumo de energia e manutenção, estética paisagística e aumento do habitat para a vida silvestre (BRASIL et al., 2007). Os sistemas alagados construídos apresentam elevado potencial de aplicação no tratamento de diversas águas residuárias, já sendo utilizados há décadas (VYMAZAL, 2010). No Brasil, as gramíneas do gênero *Cynodon*, como capim-tifton-85, têm sido utilizadas em SACs tratando as águas residuárias da suinocultura (QUEIROZ et al., 2004; MATOS et al., 2009; FIA et al., 2011; FIA et al., 2014).

Objetivou-se, neste trabalho, avaliar a eficiência de unidades de tratamento, combinando RAFA e SAC na remoção de NTK e PT quando da aplicação de elevadas taxas destes nutrientes.

## MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido na área de tratamento de efluentes do Departamento de Zootecnia (DZO), 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 DZO da UFLA e passou previamente nas unidades preliminares e primárias de tratamento; maiores detalhes deste sistema podem ser verificados no trabalho realizado por PEREIRA et al. (2011). Após tratamento preliminar, a ARS foi aplicada nas unidades sequenciais (RAFA-SAC) em menor escala, por meio de uma bomba dosadora, modelo Concept Plus, marca ProMinent; depois, por gravidade, a ARS seguia do RAFA para o SAC horizontal, com escoamento subsuperficial. As unidades foram instaladas em ambiente protegido, sendo que, nas laterais da estufa, foi instalado sombrite a 50%, na cor preta, e a cobertura superior era de plástico transparente com 0,15 mm de espessura, de maneira que a ambiência interna sofria, em relação à externa, pequenas variações.

Os reatores foram construídos em fibra de vidro. O reator anaeróbico possui volume útil de 96 L, tem formato cilíndrico, com diâmetro na base de 0,50 m e altura útil (líquido) de 0,60 m

(Figura 1A). Instalado a aproximadamente 0,10 m acima do fundo, existe um fundo falso contendo 40 orifícios, com 0,02 m de diâmetro, para diminuir possíveis fluxos preferenciais.

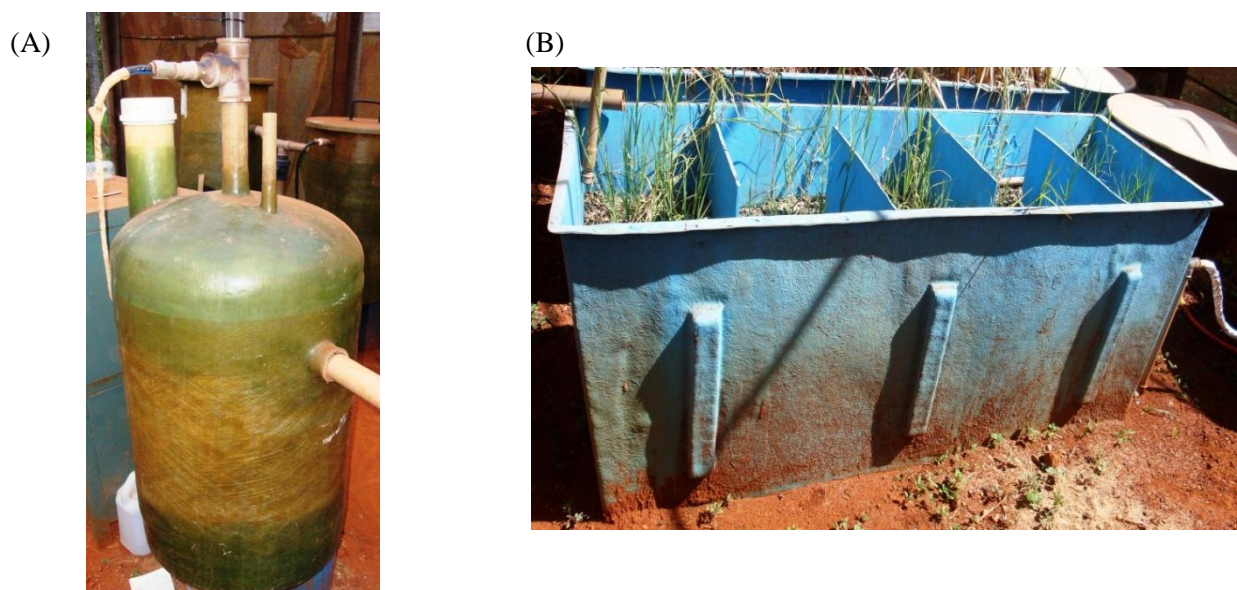


FIGURA 1. Reator anaeróbio de manta de lodo tipo RAFA (A) e do sistema alagado construído (B), utilizados, experimentalmente, no tratamento da água residuária da suinocultura. **Upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB) (A) and constructed wetland system (WS) (B) used experimentally in the treatment of swine wastewater.**

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, que 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 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 e alternadas lateralmente ao longo da estrutura, proporcionando escoamento horizontalmente. O volume útil total foi de 237 L (Figura 1B), sendo esta a mesma unidade utilizada anteriormente no trabalho de FIA et al. (2014).

Para a partida do sistema, o RAFA foi inoculado com lodo proveniente de um reator UASB (PEREIRA et al., 2011) utilizado no tratamento da ARS. Foi adotada inicialmente uma carga orgânica biológica (COB) de  $0,1 \text{ kg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$  medida como  $[\text{DQO}][\text{SVT}]^{-1}[\text{d}^{-1}]$  (CHERNICHARO, 2007). A partir do volume do reator e da caracterização da ARS, foi aplicada uma vazão que proporcionasse carga orgânica volumétrica (COV) para o reator anaeróbio de  $1,0 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  de DQO.

Para este estudo, foram definidas três fases aos 47; 32 e 52 dias, respectivamente. Esses períodos foram definidos ao longo do monitoramento das concentrações de DQO solúvel mensurada no efluente do reator anaeróbio. Quando as concentrações pouco variavam entre as coletas, aguardava-se o surgimento dos primeiros pedúnculos do capim na unidade seguinte, ceifava-o rente ao meio suporte (5 a 7 cm), e aumentava a COV por meio do aumento da vazão afluyente, iniciando-se nova fase. O monitoramento começou no mês de fevereiro de 2014 e teve sua conclusão em julho do mesmo ano. Na Tabela 1, têm-se as características operacionais ao longo do monitoramento.

TABELA 1. Características operacionais médias observadas no reator anaeróbio de fluxo ascendente (RAFA) e no sistema alagado, construído (SAC) nas diferentes fases de operação do sistema de tratamento. **Mean operational characteristics of the upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB) and the constructed wetland system (CW) at the different treatment phases.**

Variáveis	Fases					
	I (47 d)		II (32 d)		III (52 d)	
	RAFA	SAC	RAFA	SAC	RAFA	SAC
TDH (h)	59,3	146,3	19,5	48,2	5,2	12,7
COV (kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> de DQO)	1,19	-	1,31	-	12,95	-
TAS <sub>NTK</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> de NTK)	-	120	-	130	-	464
TAS <sub>PT</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> de PT)	-	13	-	51	-	240
Q (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,0439	0,0439	0,118	0,118	0,446	0,446

Sendo: TDH - tempo de detenção hidráulica teórico; COV – carga orgânica volumétrica; TAS<sub>NTK</sub> – taxa de aplicação superficial de nitrogênio total Kjeldahl; TAS<sub>PT</sub> – 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 ocorreu duas vezes por semana, entre as 6h30 min e 7h30 min, 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. Semanalmente, foram determinados os valores de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) pelo processo semi micro Kjeldahl e de fósforo total (PT) por colorimetria, pelo método do ácido ascórbico (APHA, 2005). Diariamente, o ambiente da casa de vegetação foi monitorado por meio de um termo-higrômetro, e por volta das 7 horas da manhã, eram obtidas as temperaturas instantânea, máxima e mínima do ar e do líquido em tratamento, assim como a umidade relativa do ar. 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).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

As concentrações afluentes e efluentes do nitrogênio total Kjeldahl (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 afluentes de fósforo foram observadas na fase III (Figura 2). Tal fato deve-se, 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.

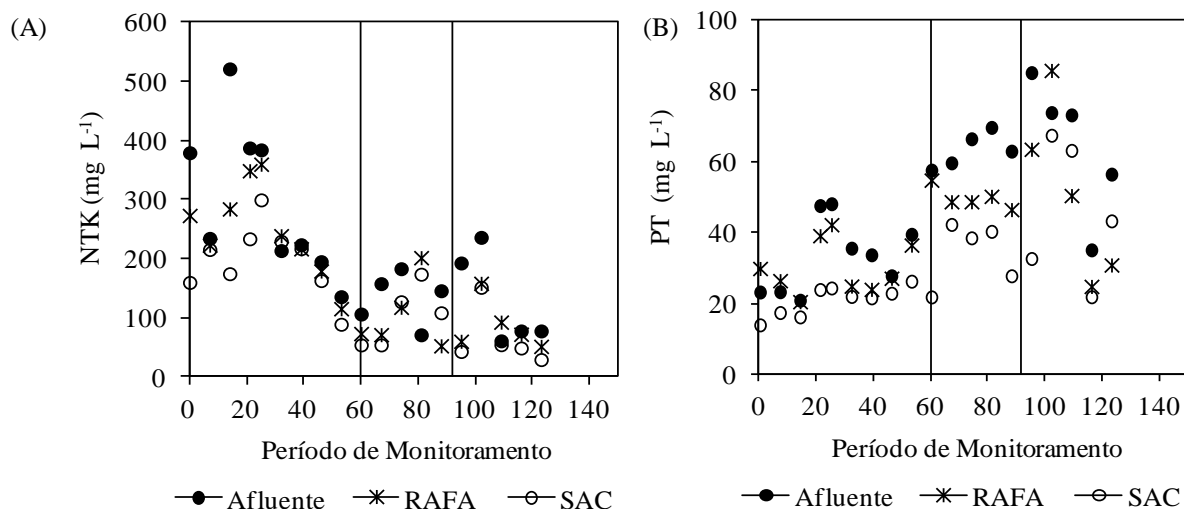


FIGURA 2. Variação dos valores de nitrogênio total Kjeldhal (NTK) (A) e fósforo total (PT) (B) afluente e efluente do reator anaeróbico (RAFA) e do sistema alagado construído (SAC), observados durante a condução do experimento. As linhas verticais dentro das figuras indicam as mudanças de fase no monitoramento. **Variation in the removal rates of total Kjeldahl nitrogen (TKN) (A) and total phosphorus (TP) (B) affluent and effluent of the anaerobic reactor (UASB) and constructed wetland system (CW) observed during the experiment. The vertical lines refer to the phase shift within the monitoring period.**

As variações afluentes refletiram, também, em variações nas concentrações efluente tanto do reator anaeróbico quanto do SAC para os dois nutrientes e nas eficiências de remoção (Tabela 2). Reatores anaeróbicos apresentam pequenas remoções, tanto de nitrogênio quanto de fósforo (CHERNICHARO, 2007).

O NTK e o PT, geralmente, são conservados durante a digestão anaeróbia, 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 et al., 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. No efluente tratado anaerobiamente, há grande quantidade de nutrientes mineralizados (DUDA & OLIVEIRA, 2011; OLIVEIRA & SANTANA, 2011; PEREIRA et al., 2011).

Maiores eficiências de remoção de fósforo baseiam-se na capacidade de algumas bactérias heterotróficas aeróbicas 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.

TABELA 2. Remoção de carga de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total (PT), em  $\text{g d}^{-1}$ , 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. **Removal of total Kjeldahl Nitrogen (TKN) and total phosphorus (TP), in  $\text{g d}^{-1}$ , and removal efficiency (%) of both elements observed for the anaerobic reactor (UASB), the constructed wetland system (CW) and for both (total) at the different treatment phases.**

Nutrientes	Fases	RAFA	SAC	Total
NTK ( $\text{g d}^{-1}$ )	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 ( $\text{g d}^{-1}$ )	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.

Neste trabalho, o reator anaeróbio foi o que mais contribuiu para a 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 ( $p > 0,05$ ) para as três fases. O comportamento do reator anaeróbio quanto ao PT foi semelhante ao observado para o 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 de as eficiências de remoção terem sido iguais nas três fases de monitoramento (Tabela 2).

DUDA & OLIVEIRA (2011) obtiveram 21% e 32% de remoção de NTK e PT de ARS tratada em reatores anaeróbios sequenciais operados em batelada (ASBR) com TDH, conjunto de 2,2 a 3 dias e concentração afluente de  $905 \text{ mg L}^{-1}$  de NTK e  $338 \text{ mg L}^{-1}$  de PT. OLIVEIRA & 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 afluente de  $254 \text{ mg L}^{-1}$  e  $487 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente. São trabalhos com cargas elevadas e remoções semelhantes ao nosso RAFA.

Observa-se, também, que na Fase I, o SAC removeu maior quantidade de nutrientes como esperado (também verificado com a matéria orgânica carbonácea), porém com o aumento das cargas nas demais fases, o RAFA removeu maior quantidade. Com a maior oferta de substrato no reator anaeróbio, houve incremento no crescimento microbiológico, conforme valores monitorados de sólidos voláteis ( $517$ ;  $620$  e  $1.041 \text{ g m}^{-3}$  no UASB, respectivamente, nas fases I, II e III), isso provavelmente requereu maior demanda nutricional.

VILAS BÔAS (2013), estudando um SAC cultivado com taboa, verificou remoção entre 24 e 48% de NTK e entre 11 e 35% de PT da ARS, pré-tratada em reatores anaeróbios. As concentrações médias afluentes variaram entre 25 e  $74 \text{ mg L}^{-1}$  de NTK e 7 a  $11 \text{ mg L}^{-1}$  de PT. MATOS et al. (2010b) aplicaram  $93 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de nitrogênio total e  $22 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de PT em SAC cultivado com capim-tifton 85 e obtiveram 64% e 55% de remoção de nitrogênio total e PT. DORDIO & 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. GONZALEZ 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 o TDH de 3 dias e concentração afluyente de 700 mg L<sup>-1</sup> de nitrogênio total e 66% de PT, ZHANG et al. (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<sup>-1</sup> de nitrogênio total e de 10 mg L<sup>-1</sup> de PT.

A remoção no SAC em termos percentuais apresentou eficiências inferiores às encontradas em outros trabalhos; entretanto, quando se observam as cargas, os valores médios removidos variaram de 657 a 3.613 g ano<sup>-1</sup> de NTK e 146 a 2.117 g ano<sup>-1</sup> de PT. As menores cargas removidas foram superiores às reportadas em revisão por VYMAZAL (2007) ao abordar a remoção de nutrientes em SACs, em diversas regiões da Terra.

Na Figura 3, 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.

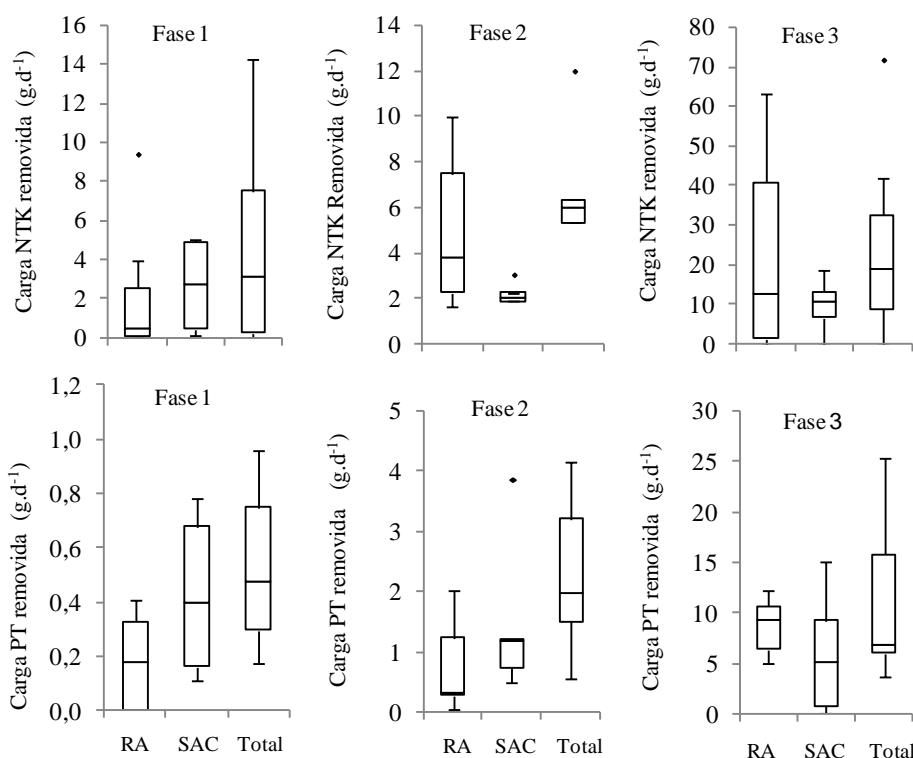


FIGURA 3. Variação da carga removida de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total (PT) nas diferentes fases de condução das unidades de tratamento. A caixa descreve os 50% centrais da distribuição e vai desde o primeiro quartil (linha horizontal inferior) com 25% dos dados até o terceiro quartil (linha horizontal superior) com 75% dos dados, a linha que divide a caixa representa o valor médio dos dados observados. **Variation of removal rates for total Kjeldahl nitrogen (TKN) and total phosphorus (TP) along the different phases of the treatment. The box encloses the central 50% of the distribution and extends from the first quartile (lower horizontal line) with 25% of the data to the third quartile (upper horizontal line) with 75% of the data. The line dividing the box represents the mean value observed.**

Comparando os resultados deste trabalho com aqueles observados na literatura, verifica-se que as cargas removidas de NTK foram satisfatórias para o conjunto RAFA-SAC, em função das elevadas cargas aplicadas ao sistema de tratamento. No entanto, as concentrações efluentes não atendem ao padrão de lançamento estabelecido pela legislação vigente, que é de 20 mg L<sup>-1</sup> 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. Entretanto, 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 uma comparação aproximada com a legislação. As concentrações médias efluentes do sistema de NTK, nas três fases, foram de  $217\pm 45$  mg L<sup>-1</sup>,  $96\pm 48$  mg L<sup>-1</sup> e  $86\pm 58$  mg L<sup>-1</sup>.

Apesar de não haver padrão de lançamento para fósforo na legislação ambiental brasileira (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  $19,9\pm 4,1$  mg L<sup>-1</sup>,  $30,4\pm 9,4$  mg L<sup>-1</sup> e  $42,4\pm 17,3$  mg L<sup>-1</sup>, que justificaria a reutilização destas águas de forma técnica e racional nos cultivos agrícolas.

## CONCLUSÕES

Para a eficiência na remoção de nutrientes pelos reatores, em termos percentuais, não houve diferença significativa, e nas condições deste experimento, o aumento das cargas aplicadas promoveu aumento na carga removida nas três fases.

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.

## REFERÊNCIAS

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21<sup>th</sup>. ed. Washington, 2005.

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

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. 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.

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.

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

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.; MATOS, A. T.; SCHUERY, F. C.; TEODORO, P. E. P.; LUIZ, F. A. R. Desempenho de filtros anaeróbios no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento dos frutos do cafeeiro. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v. 19, n. 1, p. 62-71, 2011.

FIA, R.; VILAS BÔAS, R. B.; CAMPOS, A. T.; FIA, F. R. L.; SOUZA, E. G. Removal of nitrogen, phosphorus, copper and zinc from swine breeding waste water by bermudagrass and



cattail in constructed wetland systems. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 34, n. 1, p. 112-113, jan./fev. 2014.

GONZALEZ, F. T.; VALLEJOS, G. G.; SILVEIRA, J. H.; FRANCO, C. Q.; GARCIA, J.; PUIGAGUT, J. Treatment of swine wastewater with subsurface-flow constructed wetlands in Yucatan, Mexico: influence of plant species and contact time. **Water SA**, Pretoria, v. 35, n. 3, p. 335–342, Apr. 2009.

HENRIQUE, I. N.; SOUSA, J. T.; CEBALLOS, B. S. O.; BRASIL, D. P. 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.; WALLACE, S. D. **Treatment wetlands**. Boca Raton: CRC Press, 2008, 1046p.

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 effluent. **Journal of Environmental Sciences**, Los Angeles, v. 22, n. 6, p. 940–945, Jun. 2010.

MATOS, A.T.; ABRAHÃO, S.S.; LO MONACO, P.A.V.; SARMENTO, A.P.; MATOS, M.P. 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. 2010a.

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. 2010b.

MINAS GERAIS (Estado). 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 do Executivo “Minas Gerais”**, Belo Horizonte, 13 maio 2008.

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.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MOTERANI, F.; OLIVEIRA NETO, A. M. Eficiência de um sistema de reatores anaeróbios no tratamento de efluentes líquidos de suinocultura. **Acta Scientiarum. Technology**, Maringá, v. 33, n. 3, p. 287-293, 2011.

POACH, M. E.; HUNT, P. G.; REDDY, G. B.; STONE, K. C.; JOHNSON, M. H.; GRUBBS, A. 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.

QUEIROZ, F. M.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G.; OLIVEIRA, R. A.; LEMOS, A. F. 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.

SEGANFREDO, M. A. **A gestão ambiental na suinocultura**. Brasília: Embrapa Suínos e Aves, 2007, 302p.

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.

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

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.

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

WANG, D.; LI, X.; YANG, Q.; ZENG, G.; LIAO, D.; ZHANG, J. 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-nitrification for treating swine**. 2009. 101f. Dissertation (Msc Environmental Engineering) - University of Minnesota, Minnesota, Washington, 2009.

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