

## II-002 - REMOÇÃO DE NITROGÊNIO E FÓSFORO EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO VERTICAL E HORIZONTAL COMBINADOS

**Regina Batista Vilas Bôas<sup>(1)</sup>**

Licenciada em química pela Universidade de Lavras (UNILAVRAS). Mestre em Engenharia Agrícola pela UFLA.

**Ronaldo Fia<sup>(2)</sup>**

Engenheiro Agrícola e Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Doutor em Engenharia Agrícola (Recursos Hídricos e Ambientais) pela UFV. Professor do Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras.

**Alessandro Torres Campos<sup>(3)</sup>**

Engenheiro Agrícola pela UFLA. Mestre em Engenharia Agrícola pela UFV. Doutor em Agronomia pela UNESP. Professor do Departamento de Engenharia da UFLA.

**Fátima Resende Luiz Fia<sup>(4)</sup>**

Engenheira Agrícola pela UFLA. Mestre e Doutora em Engenharia Agrícola pela UFV. Professora do Departamento de Engenharia da UFLA.

**Gabriela Rezende de Souza<sup>(5)</sup>**

Graduanda em Engenharia Ambiental e Sanitária pela UFLA.

**Endereço<sup>(2)</sup>:** Departamento de Engenharia, CP 3037, Campus da UFLA - Lavras - MG - CEP: 37.200-000 - Brasil - Tel: (35) 3829-1481 - e-mail: [ronaldofia@deg.ufla.br](mailto:ronaldofia@deg.ufla.br)

### RESUMO

Este trabalho teve como objetivo estudar o desempenho de sistemas alagados construídos em escala piloto, combinados com escoamento vertical (SACV) seguido de escoamento subsuperficial horizontal (SACH), na remoção de nitrogênio e fósforo, submetidos a diferentes configurações e taxas de aplicação de carga orgânica proporcionadas pela aplicação de águas residuárias da suinocultura pré-tratada em sistemas anaeróbios. Os valores médios de pH ficaram próximos da neutralidade (6,9 a 8,1), o que provavelmente favoreceu o processo de desnitrificação convencional cujo valor ideal de pH está em torno de 7,5. A remoção de nitrogênio pelos sistemas SACV-SACH em conjunto pode ser considerada satisfatória, alcançando valores de 75% de remoção. Os SACV e SACH mostraram-se limitados quanto à remoção de fósforo alcançando 48% de remoção deste nutriente quando avaliados em conjunto.

**PALAVRAS-CHAVE:** Nutrientes, Efluentes Agroindustriais, Desnitrificação, Tratamento de Efluentes, Suinocultura.

### INTRODUÇÃO

Diversas pesquisas têm focado o tratamento das águas residuárias da suinocultura em sistemas anaeróbios. Entretanto, embora os processos anaeróbios de tratamento apresentem satisfatória remoção de matéria orgânica biodegradável, os seus efluentes, principalmente quando do tratamento de águas residuárias com elevada carga orgânica e de nutrientes, como as da suinocultura, não têm atendido as exigências da legislação ambiental para disposição em cursos de água (Campos et al., 2005; Oliveira e Duda, 2007), requerendo, nesses casos, pós-tratamento. Pesquisas têm demonstrado a eficácia de sistemas alagados construídos (SACs) no pós-tratamento efluentes de sistemas anaeróbios (Vymazal, 2007; Sarmiento et al., 2012).

Vários tipos de SACs têm sido combinados para alcançar maior eficiência no tratamento de efluentes, especialmente para remoção de nitrogênio. Sistemas alagados de escoamento horizontal (SACH) têm sido muito utilizados como tratamento secundário e promovem satisfatória remoção de DBO e sólidos em suspensão. Entretanto, há um crescente interesse em obter maior remoção de compostos nitrogenados dos efluentes, o que não tem sido conseguido somente com o uso dos SACH, devido à limitada capacidade de transferência de oxigênio, característica destes sistemas. Por outro lado, sistemas alagados de escoamento vertical (SACV) têm proporcionado boas condições para nitrificação, mas a desnitrificação não ocorre nestes

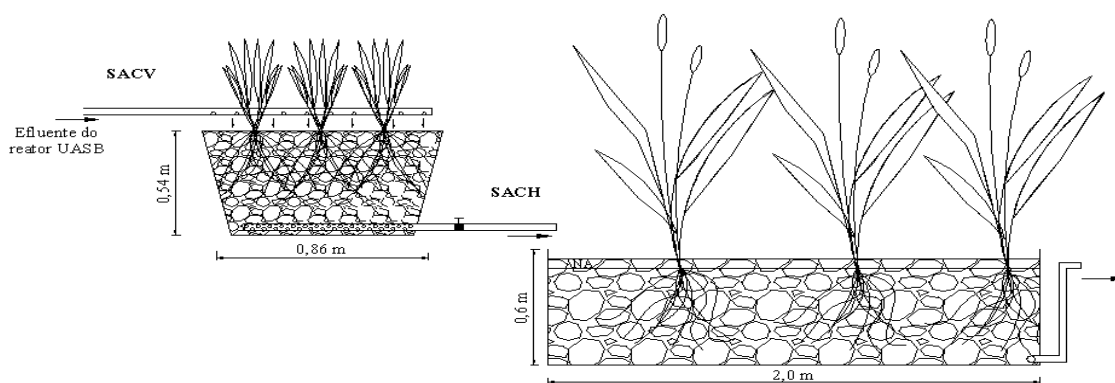
sistemas. Assim, é crescente o interesse em sistemas híbridos ou combinados. Em sistemas híbridos, as vantagens de cada tipo de sistema podem ser combinadas para completar um ao outro; sendo possível produzir efluentes com reduzida carga orgânica, e parcialmente nitrificados e desnitrificados, com menores concentrações de nitrogênio (Gaboutloeloe et al., 2009; Vymazal, 2007; Yalcuk e Ugurlu, 2009).

A necessidade de melhor compreensão da dinâmica de remoção e, ou, retenção dos poluentes da ARS, principalmente em SACV, fica evidente quando se observa que poucos são os relatos sobre o uso de sistemas de escoamento vertical para tal proposta. Assim, no presente trabalho teve-se como objetivo estudar o desempenho de sistemas alagados construídos combinados (escoamento vertical – horizontal) na remoção de nitrogênio e fósforo, cultivados com capim tifton-85 (*Cynodon spp.*) e taboa (*Typha sp.*), submetidos a diferentes configurações e taxas de aplicação de carga orgânica proporcionadas pela aplicação de águas residuárias da suinocultura (ARS) pré-tratada em sistemas anaeróbios.

## MATERIAIS E MÉTODOS

Atualmente, a água residuária da suinocultura (ARS) passa por um pré-tratamento composto por peneira estática e tratamento primário/secundário composto por reator anaeróbio compartimentado (RAC) seguido de reator UASB e decantador. Desta forma, a ARS utilizada neste trabalho foi o efluente do sistema de tratamento já existente.

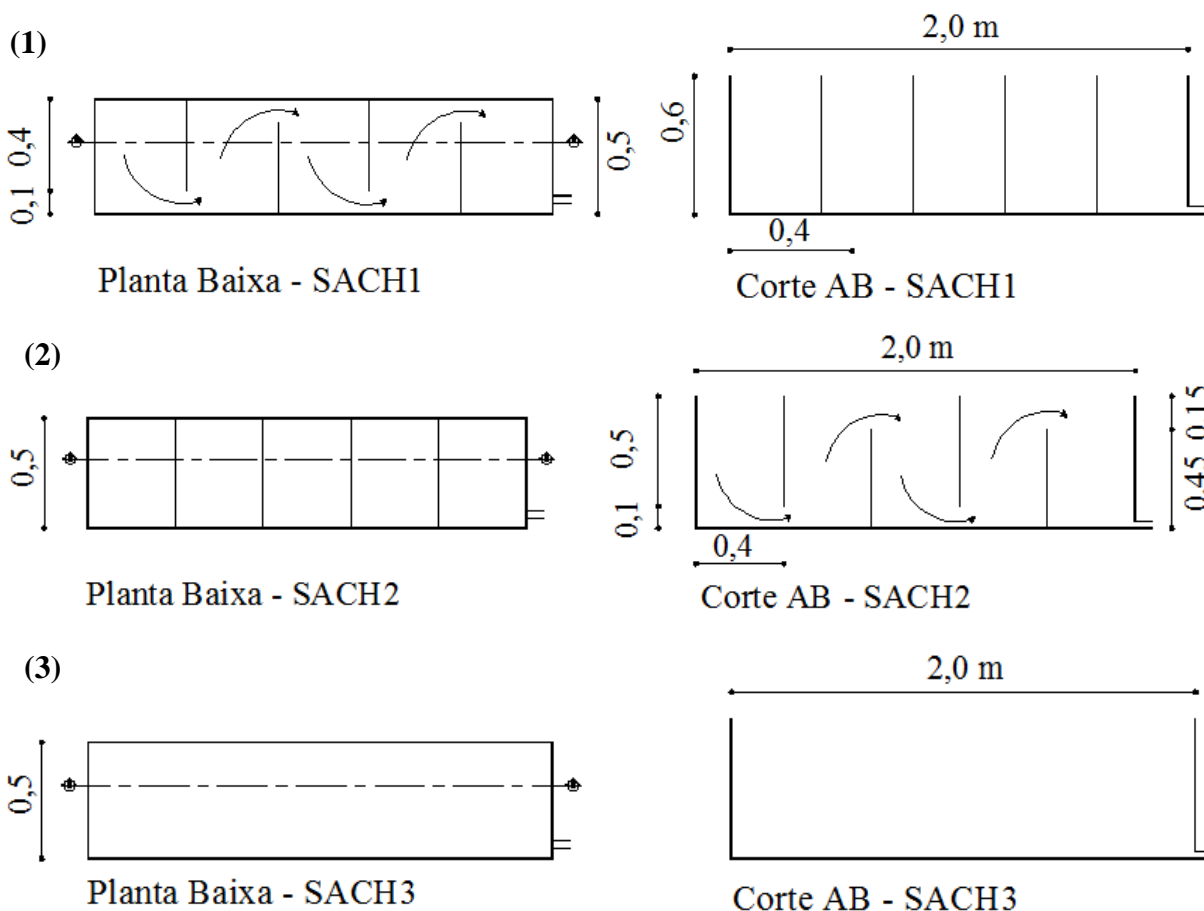
O sistema experimental foi composto por seis sistemas alagados construídos. Três de escoamento vertical (SACVs), cultivados com o capim tifton-85 (*Cynodon spp.*), seguidos de três de escoamento subsuperficial horizontal (SACHs), cultivados com a taboa (*Typha sp.*) (Figura 1). Os SACVs foram constituídos por caixas de fibra de vidro com volume total de 100 L, com 0,54 m de altura e 0,86 m de diâmetro médio preenchidos com brita zero (diâmetro D-60 = 7,0 mm e volume de vazios inicial médio de  $0,494 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ ). Enquanto os SACHs foram constituídos por caixas de fibra de vidro com dimensões de 2,0 m x 0,5 m x 0,60 m (comprimento x largura x altura). Os SACHs foram preenchidos com brita zero (diâmetro D-60 = 7,0 mm e volume de vazios inicial médio de  $0,494 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ ) até a altura de 0,55 m e o nível d'água foi mantido a 0,05 m abaixo da superfície do material suporte.



**Figura 1: Diagrama esquemático dos sistemas alagados construídos de escoamento vertical (SACVs) e horizontal (SACHs).**

A fim de se avaliar a influência do comportamento hidrodinâmico na remoção dos poluentes os SACHs foram confeccionados com três diferentes configurações (Figura 2):

- (1) Com divisórias internas fixadas nas laterais do SACH de forma a favorecer o escoamento do tipo pistão de um lado para o outro dentro do SACH;
- (2) Com divisórias internas fixadas acima e abaixo do leito do SACH de forma a favorecer o escoamento ascendente e descendente dentro do SACH, a fim de facilitar a mistura do efluente ora em ambiente estritamente anaeróbio (fundo do SACH), ora em ambiente aeróbio/anóxico (na superfície do SACH);
- (3) Sem divisórias internas, como ocorre nos SACHs tradicionalmente pesquisados.



**Figura 2: Esquema das diferentes configurações dos SACHs avaliados.**

O experimento foi constituído de 3 fases (80, 60 e 60 dias) com aumento gradual das taxas de aplicação superficial (TAS) (Tabela 1) de matéria orgânica e de nutrientes. A diferenciação nas TAS foi feita por meio da variação da vazão afluyente aos SACVs, que ocorreu por meio de bomba dosadora a solenóide; a alimentação dos SACHs foi feita por gravidade a partir dos SACVs. O tempo de detenção hidráulica teórico foi de 4,8; 3,1 e 2,3 dias para as fases I, II e III, nos SACHs.

A diferenciação nas TAS foi feita por meio da variação da vazão afluyente aos SACVs. A alimentação dos SACVs foi feita por meio de bomba dosadora a solenóide e mangueiras de PVC, a partir de uma caixa de acumulação que recebia a ARS, por bombeamento dos sistemas de tratamento existentes (reatores RAC e UASB e decantador final). A alimentação dos SACHs foi feita por gravidade a partir dos SACVs. Os valores de tempo de detenção hidráulica (TDH) foram obtidos dividindo-se a vazão afluyente pelo volume útil dos SACHs. Foram determinadas as variáveis pH, por potenciometria, nos afluentes e efluentes dos sistemas, bem como as concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total (PT) (APHA et al., 2005).

**Tabela 1: Valores médios das taxas de aplicação superficial (TAS) dos sistemas alagados verticais (SACV) e horizontais (SACH) em cada fase.**

Sistemas	Fase I			Fase II			Fase III		
	TAS <sub>DQO</sub> (13)	TAS <sub>NTK</sub> (12)	TAS <sub>PT</sub> (11)	TAS <sub>DQO</sub> (9)	TAS <sub>NTK</sub> (9)	TAS <sub>PT</sub> (9)	TAS <sub>DQO</sub> (8)	TAS <sub>NTK</sub> (8)	TAS <sub>PT</sub> (8)
SACV1	763	324	22,9	828	203	21,6	1.032	316	30,9
SACV2	754	321	22,5	830	204	21,6	1.032	316	30,9
SACV3	754	324	22,9	828	203	21,6	1.032	316	30,9
SACH1	294	125	8,8	319	78	8,3	397	121	11,9
SACH2	290	124	8,7	320	78	8,3	397	121	11,9
SACH3	290	124	8,7	319	78	8,3	397	121	11,9

TAS<sub>NTK</sub> - taxa de aplicação superficial de nitrogênio total Kjeldahl ( $\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$  de NTK); TAS<sub>PT</sub> - taxa de aplicação superficial de fósforo total ( $\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$  de PT). Entre parênteses o número de amostragens.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

A variação do pH na passagem do afluente pelos sistemas foi relativamente pequena, e o valor ficou próximo da neutralidade (6,9 a 8,1), o que provavelmente não influenciou no desempenho dos microrganismos e, consequentemente a remoção de nutrientes. Para o processo de desnitrificação convencional o valor ideal de pH está em torno de 7,5 (Xinshan et al., 2010), como observado neste trabalho. Já para remoção de nitrogênio via ANAMMOX a faixa de pH ideal varia dependendo do tipo de bactéria, mas geralmente o pH adequado se situa entre 7,7 e 8,3, com máxima taxa de reação em pH 8,0 (Strous et al., 1997).

As concentrações afluentes de NTK foram relativamente elevadas (Tabela 2), fato que evidencia a capacidade limitada dos sistemas anaeróbios em remover nitrogênio. As pequenas concentrações de nitrato e nitrito observadas no afluente podem estar relacionadas ao bombeamento da ARS após passar pelos reatores anaeróbios e antes desta ser utilizada no experimento, além do desenvolvimento de algas no tanque de armazenamento temporário da ARS, após o bombeamento. Na fase III houve redução dos valores efluentes de NTK, mesmo assim, a remoção média de NTK não sofreu alteração significativa ( $p > 0,05$ ) (Tabela 3). Foi obtida satisfatória eficiência de remoção de NTK para todos os sistemas nas três fases de operação, sendo superior aos valores verificados por Sarmiento et al. (2012) ao tratar efluentes de suinocultura em SACVs (28 a 37%) e a remoção de 17% observada por Vymazal e Kröpfelová (2011) nos dois meses iniciais de monitoramento de SACVs no tratamento de esgoto doméstico.

Vymazal e Kröpfelová (2011) obtiveram em média 73% de remoção de nitrogênio total após utilizar dois SACVs seguidos de um SACH durante 2 anos de monitoramento. A concentração afluente média de amônio decresceu de 25 para 6,7  $\text{mg L}^{-1}$ . Langergraber et al. (2008) reportaram que em sistemas verticais parcialmente saturados foram eficientes na remoção de amônio (48 para 0,1  $\text{mg L}^{-1}$ ), no entanto a desnitrificação foi limitada como neste trabalho, resultando no aumento de nitrato de zero para 30  $\text{mg L}^{-1}$ .

Neste trabalho as diferentes configurações dos SACHs não influenciaram significativamente ( $p > 0,05$ ) o desempenho dos mesmos quanto à remoção de NTK (Tabela 3) para cada fase avaliada. Verifica-se um aumento na eficiência da retirada de NTK para os SACHs com o aumento da carga aplicada, principalmente nos sistemas SACH1 e SACH2 ( $p < 0,05$ ).

No Brasil, Matos et al. (2010) obtiveram 51 e 64% de remoção de nitrogênio total de dejetos da suinocultura tratados em SACHs cultivados com taboa e tifton-85, respectivamente, sem nenhum processo de nitrificação instalado anteriormente aos SACHs. Foram aplicados 93  $\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$  de nitrogênio total. Quando verificada a remoção conjunta de NTK pelos sistemas verticais e horizontais (V-H) (Tabela 3), esta pode ser considerada satisfatória. Vymazal (2007) em uma revisão de literatura relata eficiências de remoção de nitrogênio entre 40 e 55% ao serem aplicadas cargas entre 6,8 e 17  $\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$  de nitrogênio (calculadas) em diferentes configurações

de sistemas alagados construídos (verticais e horizontais). Estas cargas são bem inferiores às aplicadas neste trabalho (Tabela 1) o que comprova as boas eficiências observadas neste trabalho.

**Tabela 2: Valores médios e desvio padrão de pH, nitrogênio total de Kjeldahl (NTK), e fósforo total (PT) obtidos no afluente e nos efluentes de cada sistema durante as três fases de operação.**

Variáveis	Afluentes	SACV1	SACV2	SACV3	SACH1	SACH2	SACH3
Fase I							
pH <sup>(13)</sup>	8,1±0,4	7,9±0,3	7,9±0,3	7,7±0,3	8,0±0,2	8,0±0,2	7,9±0,2
NTK <sup>(12)</sup>	196±48	100±49	116±55	112±57	74±34	91±33	74±32
PT <sup>(11)</sup>	13,3±9,5	17,5±14,4	13,0±10,1	13,5±11,8	10,9±9,5	12,9±9,4	12,7±9,5
Fase II							
pH <sup>(9)</sup>	8,0±0,3	7,2±0,5	7,3±0,3	7,4±0,3	6,9±0,6	7,3±0,4	7,3±0,4
NTK <sup>(9)</sup>	82±65	47±43	44±38	53±41	43±33	37±26	42±38
PT <sup>(9)</sup>	8,7±5,3	9,3±5,7	10,0±5,2	9,5±6,0	8,9±6,0	8,3±4,2	9,1±4,3
Fase III							
pH <sup>(8)</sup>	7,8±0,3	7,3±0,2	7,3±0,2	7,2±0,3	7,0±0,4	7,0±0,3	6,9±0,4
NTK <sup>(8)</sup>	94±53	54±31	52±33	36±19	25±20	25±20	19±14
PT <sup>(8)</sup>	9,2±8,9	5,6±3,3	8,5±9,9	5,5±5,8	6,6±5,0	5,9±7,6	6,6±8,1

NTK em mg L<sup>-1</sup> de N e PT em mg L<sup>-1</sup>. Entre parênteses o número de amostragens.

**Tabela 3: Valores médios de remoção (%) de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) nos sistemas verticais (SACVs), horizontais (SACHs) e no conjunto vertical-horizontal (V-H) nas diferentes fases de operação dos sistemas.**

Fases	SACV1	SACV2	SACV3	SACH1	SACH2	SACH3	V-H1	V-H2	V-H3
I	52aA	40aA	44aAB	24aA	22aA	31aA	61aAB	53aA	64aAB
II	47aA	45aA	31aA	26aA	25aA	32aA	44aA	49aA	46aA
III	41aA	45aA	58aB	58aB	54aB	44aA	75aB	75aB	76aB

Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha dentro de cada configuração: vertical (SACV), horizontal (SACH) ou global (V-H) não diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade. Para o mesmo sistema, médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna não diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Com o tempo de operação dos sistemas alagados, verificou-se que durante a fase III (Tabela 4), teve-se maior eficiência ( $p < 0,05$ ) na retirada do fósforo nos SACVs, com exceção do SACV2. Wang et al. (2009) verificaram que SACVs cultivados com *Phragmites* e *Typha* foram capazes de remover em média 98% dos 33 mg L<sup>-1</sup> de fósforo aplicados ao sistema proveniente de lodo de esgoto. Os autores citam que outros trabalhos com cargas semelhantes foram capazes de remover apenas de 30 a 40%, e que as eficiências nunca foram superiores a 60%. Diferentemente do observado neste trabalho, o efluente tratado por Wang et al. (2009) apresentou elevada concentração de sólidos, o que pode ter favorecido a obtenção das elevadas eficiências de remoção. Matos et al. (2010) obtiveram no tratamento de dejetos de suinocultura, em SACHs cultivados com taboa e tifton-85, 29 e 34% de remoção de fósforo ao aplicarem cerca de 20 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de P nos sistemas. Os autores observaram remoções de sólidos em suspensão da ordem de 90%, o que está diretamente relacionada a remoção de PT.

Quando observado o conjunto V-H, observa-se satisfatórias eficiências de remoção média na fase III. No entanto apenas V-H2 mostrou-se significativamente diferente dos demais ( $p < 0,05$ ) nesta fase (Tabela 4). Assim, verifica-se que a maior contribuição para remoção de fósforo no sistema conjunto foi dada pelo SACH.

Vymazal e Kröpfelová (2011) verificaram que durante o primeiro ano de operação do sistema experimental composto de dois SACVs seguido de um SACH no tratamento de efluentes domésticos a eficiência de remoção

de fósforo foi de apenas 5,4% para concentrações afluentes de  $3,2 \text{ mg L}^{-1}$ . Öövel et al. (2007) observaram concentrações efluentes médias de  $0,4 \text{ mg L}^{-1}$  de fósforo ao tratar efluente doméstico em sistemas híbridos (sistemas verticais seguidos de sistema horizontal), o que correspondeu em média a 89% de remoção.

**Tabela 4: Valores médios de remoção (%) de fósforo total (PT) nos sistemas verticais (SACVs), horizontais (SACHs) e no conjunto vertical-horizontal (V-H) nas diferentes fases de operação dos sistemas.**

Fases	SACV1	SACV2	SACV3	SACH1	SACH2	SACH3	V-H1	V-H2	V-H3
I	15aA	15aA	11aA	35aB	12aA	13aA	23aA	19aA	19aAB
II	18aA	9aA	11aA	17aA	17aA	14aA	18aA	15aA	5aA
III	31aB	18aA	43bB	11aA	39aB	15aA	32aA	48aB	37aB

Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha dentro de cada configuração: vertical (SACV), horizontal (SACH) ou global (V-H) não diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade. Para o mesmo sistema, médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna não diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Resultados menos expressivos em relação à remoção de fósforo também são relatados na literatura variando entre 46 e 59%, mesmo para pequenas concentrações afluentes de fósforo ( $18 \mu\text{g L}^{-1}$  e  $0,87 \text{ mg L}^{-1}$ ) (DeBusk et al.; 2004; Lu et al., 2009). De forma geral, as eficiências de remoção de PT obtidas neste trabalho podem ser consideradas satisfatórias, pois, segundo Vymazal (2007), a remoção de fósforo em SACs é considerada baixa, variando entre 40 e 60% entre todos os tipos de sistemas alagados. Pois, a capacidade dos SACs em remover fósforo é limitada, quando comparada à capacidade de remoção de nitrogênio (DeBusk et al., 2004), já que não há nenhuma perda permanente de fósforo nesses sistemas.

## CONCLUSÕES

Os sistemas apresentaram satisfatórias remoções de nitrogênio e fósforo quando avaliados em conjunto alcançando até 75 e 48%, respectivamente, principalmente em função das elevadas cargas de nutrientes aplicadas.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos à FAPEMIG e ao CNPq o apoio financeiro concedido.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA; AWWA; WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21 ed. Washington. APHA/AWWA/WEF, 2005. [s.n.].
2. CAMPOS, C.M.M.; DAMASCENO, L.H.S.; MOCHIZUKI, E.T.; BOTELHO, C.G. 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*, v.29, n.2, p.390-399, 2005.
3. DeBUSK, T.A.; GRACE, K.A.; DIERBERG, F.E.; JACKSON, S.D.; CHIMNEY, M.J.; GU, B. An investigation of the limits of phosphorus removal in wetlands: a mesocosm study of a shallow periphyton-dominated treatment system. *Ecological Engineering*, v.23, p.1-14, 2004.
4. GABOUTLOELOE, G.K.; CHEN, S.; BARBER, M.E.; STÖCKLE, C.O. Combinations of horizontal and vertical flow constructed wetlands to improve nitrogen removal. *Water Air Soil Pollut: Focus*, v.9, p.279-286, 2009.
5. LANGERGRABER, G., PRANDTSTETTEN, C., PRESSL, A., SLEYTR, K., LEROCH, K., ROHRHOFFER, R., HABERL, R. Investigations on nitrogen removal in a two-stage subsurface vertical flow constructed wetland. In: VYMAZAL, J. (Ed.) *Wastewater treatment, plant dynamics and management in constructed and natural wetlands*. Springer, Dordrecht, The Netherlands, 199-209, 2008.
6. LU, S.Y.; WU, F.C.; LU, Y.F.; XIANG, C.S.; ZHANG, P.Y.; JIN, C.X. Phosphorus removal from agricultural runoff by constructed wetland. *Ecological Engineering*, v.35, p.402-409, 2009.

7. 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. *Revista Ambiente & Água*, v.5, n.2, p.119-132, 2010.
8. OLIVEIRA, R.A.; DUDA, R. M. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator anaeróbios operado em batelada sequencial. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.14, n.4, p. 533-542, 2009.
9. ÖÖVEL, M., TOOMING, A., MAURING, T., MANDER, U. Schoolhouse wastewater purification in a LWA-filled hybrid constructed wetland in Estonia. *Ecological Engineering*, v.29, p.17–26, 2007.
10. SARMENTO, A.P.; BORGES, A.C.; MATOS, A.T. Evaluation of vertical-flow constructed wetlands for swine wastewater treatment. *Water Air Soil Pollut.*, v.223, p.1065-1071, 2012.
11. STROUS, M.; VAN GERVEN, E.; KUENEN, G.; JETTEN, M. Effects of aerobic and microaerobic conditions on anaerobic ammonium-oxidizing (ANAMMOX) sludge. *Applied and Environmental Microbiology*, v.63, p.2446-2448, 1997.
12. VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, v.380, p.48–65, 2007.
13. VYMAZAL, J.; KROPFELLOVA, L. A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: First 2 years of operation. *Ecological Engineering*, v.37, p.90-98, 2011.
14. WANG, R.; KORBOULEWSKY, N.; PRUDENT, P.; BALDY, V.; BONIN, G. Can vertical-flow wetland systems treat high concentrated sludge from a food industry? A mesocosm experiment testing three plant species. *Ecological Engineering*, v.35, p.230-237, 2009.
15. XINSHAN, S.; QIN, L. DENGHUA, Y. Nutrient removal by hybrid subsurface flow constructed wetlands for high concentration ammonia nitrogen wastewater. *Procedia Environmental Sciences*, v.2, p.1461–1468, 2010.
16. YALCUK, A.; UGURLU, A. Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. *Bioresource Technology*, v.100, n.9, p.2521-2526, 2009.