

Dinâmica do fósforo em sistemas alagados construídos tratando água residuária da suinocultura

Phosphorus dynamics in constructed wetlands systems treating swine wastewater

Fátima Resende Luiz Fia^{1*} , Antonio Teixeira de Matos² , Ronaldo Fia¹ ,
Alisson Carraro Borges³ , Gheila Corrêa Ferres Baptestini⁴ 

RESUMO

Neste estudo, teve-se por objetivo avaliar a remoção de fósforo e obter coeficientes cinéticos em sistemas alagados construídos (SAC) utilizados no tratamento das águas residuárias da suinocultura (ARS), sob diferentes taxas de carregamento de fósforo (TC_p). Para isso, foram utilizados oito tanques de $2,0 \times 0,5 \times 0,6$ m. Em SAC₃, SAC₅, SAC₇ e SAC₉, foi plantado o capim tifton-85 (*Cynodon* spp.) e, em SAC₂, SAC₄, SAC₆ e SAC₈, foi plantada a taboa (*Typha latifolia*). As TC_p médias aplicadas foram de 6,2 (SAC₂ e SAC₃), 12,4 (SAC₄ e SAC₅), 17,5 (SAC₆ e SAC₇) e 21,5 kg.ha⁻¹.d⁻¹ (SAC₈ e SAC₉). As eficiências de remoção de fósforo variaram entre 65 e 78%, valores que podem ser considerados satisfatórios, visto que a remoção de fósforo total nesses sistemas é baixa e varia entre 40 e 60%. Em relação aos ajustes de modelos cinéticos, verificou-se que o de primeira ordem não se ajustou bem aos dados obtidos neste trabalho, enquanto os de Brasil *et al.* (2007) e Kadlec & Wallace (2008) proporcionaram bom ajuste e descreveram com precisão a cinética de remoção de fósforo nos SAC avaliados, apresentando R² superior a 90%.

Palavras-chave: nutrientes; cinética; fósforo; *wetlands*.

ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate phosphorus removal and to obtain kinetic parameters in SACs used in the treatment of swine wastewater (ARS), under different phosphorus loading rates (TC_p). For this, eight tanks of $2.0 \times 0.5 \times 0.6$ m were used. SAC₃, SAC₅, SAC₇ and SAC₉ were planted with Tifton-85 bermudagrass (*Cynodon* spp.) and SAC₂, SAC₄, SAC₆ and SAC₈ were planted with cattail (*Typha latifolia*). The average TC_p applied were 6.2 (SAC₂ and SAC₃), 12.4 (SAC₄ and SAC₅), 17.5 (SAC₆ and SAC₇) and 21.5 kg ha⁻¹ d⁻¹ (SAC₈ and SAC₉). The efficiency of phosphorus removal ranged between 65 and 78%, values which can be considered satisfactory, since the removal of phosphorus in these systems is low and ranges between 40 and 60%. Regarding adjustment of the kinetic models, it was found that the first order model did not fit well to the data obtained in this work, while the models of Brasil *et al.* (2007) and Kadlec & Wallace (2008) provided good fit and accurately described the kinetics of phosphorus removal in the evaluated SACs, with R² greater than 90%.

Keywords: nutrients; kinetic; phosphorus; *wetlands*.

INTRODUÇÃO

O tratamento de águas residuárias em sistemas alagados construídos (SAC) reproduz, de certa maneira, os processos naturais que ocorrem em ambientes alagados naturais; a diferença é a introdução de tecnologia, com o objetivo de fazer com que o processo de depuração se desenvolva em condições controladas e em taxas mais elevadas.

Em geral, os SAC removem poluentes por meio de processos físicos como precipitação, sedimentação, filtração e processos biogeoquímicos que reciclam e incorporam alguns elementos químicos, como o carbono (C), o fósforo (P), o nitrogênio (N), entre outros.

Um nutriente importante é o P, cujo ciclo é fundamentalmente diferente do ciclo do nitrogênio, visto que não há alterações do número de oxidação durante a assimilação biótica de sua versão inorgânica ou durante a decomposição de compostos orgânicos contendo esse elemento por microrganismos.

A maior parte do P em SAC está na forma orgânica, podendo estar presente em plantas e seus resíduos, micro-organismos ou em material orgânico dissolvido ou em suspensão na água. Segundo DeBusk *et al.* (2004), por causa da rápida extração biológica de nutrientes, a saída desse elemento dos SAC ocorre mais na forma orgânica (presente nos tecidos de plantas e micro-organismos) do que na inorgânica.

¹Universidade Federal de Lavras - Lavras (MG), Brasil.

²Universidade Federal de Minas Gerais - Belo Horizonte (MG), Brasil.

³Universidade Federal de Viçosa - Viçosa (MG), Brasil.

⁴Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo - Santa Maria de Jetibá (ES), Brasil.

*Autora correspondente: fatimarlf@deg.ufla.br

Recebido: 03/10/2013 - Aceito: 05/02/2019 - Reg. ABES: 124591

O P inorgânico pode também tornar-se indisponível por adsorção à fase sólida, por precipitação e complexação pelo material orgânico retido nos SAC, embora se saiba que, por dessorção da fase sólida e/ou por alterações químicas no meio e por mineralização do material orgânico nos SAC, este pode voltar a ser disponibilizado no líquido. Os principais mecanismos que removem esse elemento de alagados construídos incluem apenas sorção sobre substratos, armazenamento na biomassa e formação e acréscimo de turfa (KADLEC & KNIGHT, 1996). Os dois primeiros processos são, no entanto, saturáveis, o que significa que têm capacidade finita e, portanto, não podem contribuir, em longo prazo, para a remoção de dessa substância do sistema (DUNNE & REDDY, 2005).

A capacidade de os SAC removerem P é limitada, quando comparada com a de remoção de N, já que não há, nesses sistemas, nenhum mecanismo de perda permanente de P análogo ao da desnitrificação. Dessa forma, esse elemento tende a acumular nos SAC em maior taxa do que o N (DEBUSK *et al.*, 2004); por essa razão, a escolha de espécies vegetais com grande capacidade de absorver P se torna fundamental.

Com a realização deste estudo, teve-se por objetivo estudar o desempenho de SAC de escoamento subsuperficial horizontal, cultivados com *Typha latifolia* e *Cynodon* spp., no tratamento das águas residuárias de suinocultura (ARS), quando submetidos a diferentes condições experimentais e à aplicação de diferentes cargas de P, além da obtenção de parâmetros cinéticos e da avaliação da acurácia de diferentes modelos matemáticos em descrever a cinética de remoção desse elemento nos SAC.

MATERIAIS E MÉTODOS

Montagem do experimento

O experimento, conduzido na Universidade Federal de Viçosa (UFV), foi constituído por oito SAC de escoamento subsuperficial horizontal, implantados em casa de vegetação para o tratamento de ARS.

Os SAC, em escala piloto, foram compostos de caixas de fibra de vidro, nas dimensões de 0,6 m de altura \times 0,5 m de largura \times 2,0 m de comprimento, assentadas sobre o solo, em declividade de 0,01 m.m⁻¹. As zonas de entrada e saída dos SAC, com 0,10 m de comprimento, foram preenchidas com brita nº 2 (diâmetro de 19 a 25 mm), enquanto todo o restante do leito do SAC foi preenchido com brita zero (diâmetro D-60 = 7,0 mm; coeficiente de uniformidade — CU D60.D10⁻¹ = 1,6; e volume de vazios inicial de 0,494 m³.m⁻³) até a altura de 0,55 m, deixando-se uma borda livre de 0,05 m. O nível d'água foi mantido a 0,05 m abaixo da superfície do material suporte (Figura 1).

Após a instalação, os SAC foram preenchidos com o material suporte, sendo, então, feita uma lavagem do material, objetivando-se retirar parte dos finos (pó de pedra) presentes. Para o plantio da vegetação, os SAC foram saturados com esgoto doméstico diluído em água do sistema de abastecimento da UFV, na proporção 20/80 (v/v), respectivamente.

Nos SAC₃, SAC₅, SAC₇ e SAC₉, foi plantado o capim tifton-85 (*Cynodon* spp.) e, nos SAC₂, SAC₄, SAC₆ e SAC₈, foi plantada a taboa (*Typha latifolia*). No que se refere a essa última, foram utilizados propágulos vegetativos (rizomas), obtidos em várzea existente nas proximidades do local do experimento. Inicialmente, o transplântio foi feito com a planta inteira. Após três dias, verificou-se a murcha completa das plantas, quando se procedeu o corte da parte aérea. Em relação ao tifton-85, foram plantados

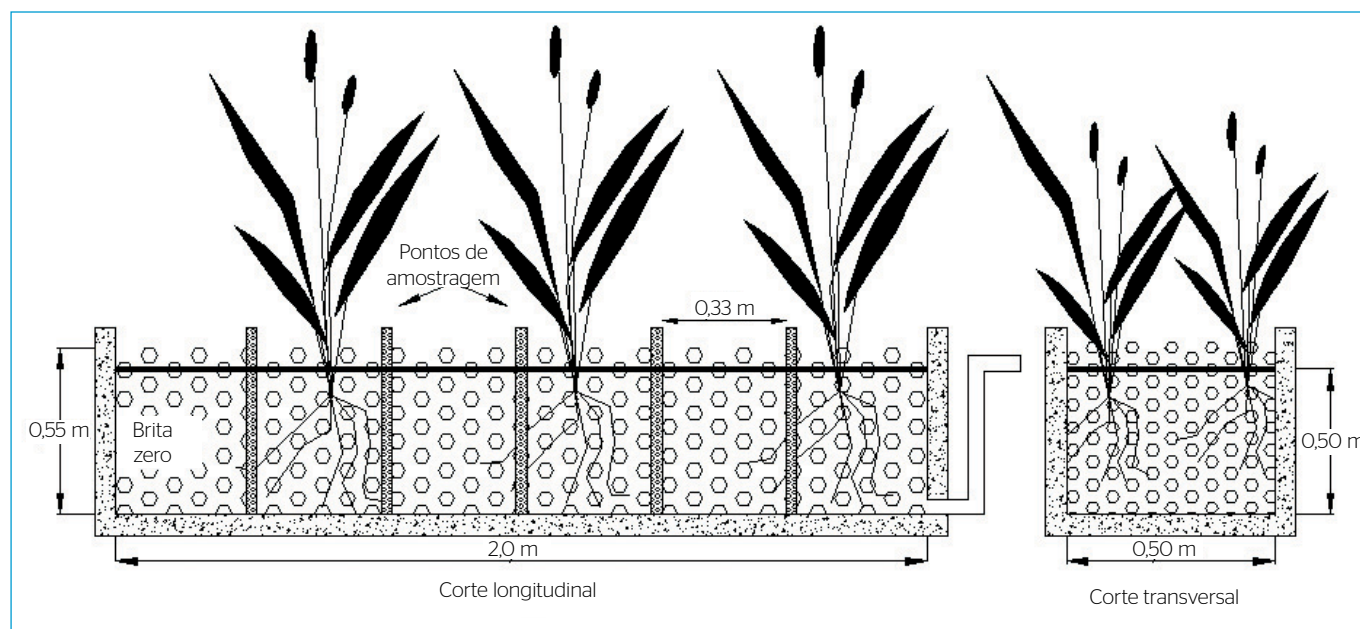


Figura 1 - Diagrama esquemático do sistema alagado construído.

segmentos de caule com quatro a seis nós, sendo retiradas quase todas as folhas delas. Os segmentos de caule foram introduzidos no substrato, ficando parcialmente cobertos com pequena camada de brita (0,10 m). A densidade de plantio foi de 14 propágulos por m² (14 por SAC) para taboa e de 20 propágulos por m² (20 por SAC) para o tifton-85.

No sentido longitudinal de cada SAC, foram implantados cinco tubos de PVC de 32 mm perfurados e espaçados de 0,33 m, para realizar a amostragem das ARS ao longo do sistema.

Condução e avaliação dos sistemas alagados construídos

A aplicação das ARS nos SAC foi feita de forma diferenciada entre estes por meio da variação da vazão afluente aplicada. Quatro diferentes vazões foram aplicadas e, com a variação nas características apresentadas pelas ARS, obtiveram-se os valores das características operacionais e da carga de fósforo (Tabela 1).

Os SAC foram monitorados durante 120 dias. Esse monitoramento foi feito por amostras do afluente e efluente, quantificando-se o P total por espectrofotometria (APHA; AWWA; WEF, 2005).

Tais variáveis foram avaliadas estatisticamente no esquema fatorial 2 × 4 (duas espécies e quatro taxas de carga orgânica) no delineamento em blocos casualizados (DBC), com o número de repetições para cada variável em função do número de amostragens (repetições no tempo). Os dados foram submetidos à análise de variância e regressão. Para o fator qualitativo, as médias foram comparadas utilizando-se o teste F, havendo interação significativa entre a espécie cultivada e o tratamento aplicado, fez-se o seu desdobramento. Para o fator quantitativo, os modelos foram avaliados com base na significância dos coeficientes

de regressão e de determinação e no fenômeno biológico. As análises de variância e regressão foram realizadas utilizando-se o programa estatístico SAEG[®] (RIBEIRO JR., 2001).

Durante o período experimental, foram realizadas nove amostragens ao longo dos SAC e, juntamente com as amostras coletadas na entrada e saída de cada sistema, foram obtidos os coeficientes de remoção de P para as respectivas cargas aplicadas, por meio de ajuste aos modelos de predição, apresentados na Tabela 2, a fim de se verificar qual deles melhor explica a cinética de retirada desse elemento contido nas ARS em tratamento nos SAC.

Foi ajustada uma curva de decaimento para a média dos oito perfis de concentração de P obtidos ao longo do comprimento dos SAC utilizando-se o aplicativo Statistica[®]. Os parâmetros obtidos pelos diferentes modelos avaliados foram considerados variáveis dependentes e submetidos à análise de agrupamento por otimização de Tocher no programa estatístico SAEG[®] (RIBEIRO JR., 2001), para determinar quais tratamentos possuíam curvas similares.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Desempenho dos sistemas alagados construídos na remoção de fósforo

Os valores de pH, as eficiências médias e o desvio padrão na retirada de P, bem como as concentrações médias afluentes e efluentes dos SAC, estão apresentados na Tabela 3, enquanto na Figura 2 estão apresentadas as eficiências de remoção de P e sua estimativa com base nas diferentes taxas de carregamento desse nutriente aplicadas aos SAC.

Tabela 1 - Características operacionais e cargas de nutrientes aplicadas aos oito sistemas alagados construídos durante a condução experimental.

Variáveis	SAC ₂	SAC ₃	SAC ₄	SAC ₅	SAC ₆	SAC ₇	SAC ₈	SAC ₉
Q	21 ± 2	21 ± 2	42 ± 4	42 ± 5	59 ± 5	59 ± 4	66 ± 17	78 ± 6
TDH	11,8 ± 1,1	12,0 ± 1,2	5,9 ± 0,6	5,9 ± 0,6	4,2 ± 0,4	4,2 ± 0,3	4,0 ± 1,1	3,2 ± 0,3
TC _p	6,2 ± 3,0	6,1 ± 3,0	12,4 ± 6,0	12,4 ± 6,0	17,5 ± 8,4	17,5 ± 8,4	19,5 ± 9,4	23,0 ± 11,1

SAC: sistema alagado construído; Q: vazão afluente (L.d⁻¹); TDH: tempo de detenção hidráulica (dias); TC_p: taxa de carregamento de fósforo tomada com base na área superficial dos SAC (kg.ha⁻¹.d⁻¹).

Tabela 2 - Modelos propostos para obtenção da cinética de degradação da matéria orgânica em sistemas alagados construídos.

(1)	$C_e = C_a \cdot e^{-(k \cdot TDH)}$	C_e = concentração efluente (M.L ⁻³); C_a = concentração afluente (M.L ⁻³); C^* = concentração residual (M.L ⁻³); C_r = coeficiente determinado experimentalmente, representando a fração residual do poluente (adimensional); k = constante de reação de primeira ordem (L.T ⁻¹); A_{SUP} = área superficial do SAC (L ²); Q = vazão afluente (L ³ T ⁻¹); TDH = tempo de detenção hidráulica (T); n = constante da equação.
(2)	$C_e = C_a \cdot C_r \cdot e^{k \left(\frac{A_{SUP}}{Q} \right)}$	
(3)	$C_e = C_a \cdot e^{-(k \cdot TDH^n)}$	
(4)	$C_e = C^* + (C_a - C^*) \cdot e^{-(k \cdot TDH^n)}$	

(1) Reed, Crites e Middlebrooks (1995); (2) Laber, Haberl e Shrestha (1999) e Cooper (1999); (3) Brasil *et al.* (2007); (4) Kadlec & Wallace (2008).

Com o tempo de operação dos SAC, verificou-se tendência de aumento nas eficiências de retirada de P e que essas médias foram menores nos sistemas que receberam as maiores cargas desse nutriente, havendo diferença estatística entre as médias ($p < 0,05$). A equação para estimativa da remoção desse elemento com o aumento das cargas aplicadas está apresentada na Figura 2B.

As eficiências de remoção de P obtidas neste trabalho podem ser consideradas satisfatórias, pois, segundo Vymazal (2007), essa retirada, em todos os tipos de SAC, é considerada baixa, a menos que substratos especiais com elevada capacidade de adsorção sejam utilizados junto ou como meio suporte. Ainda segundo o autor, a remoção de P total varia entre 40 e 60% entre todos os tipos de sistemas alagados e, semelhantemente ao que ocorre com o N, é

dependente das cargas aplicadas e da forma de escoamento da água residuária no sistema.

Sabe-se que a capacidade dos SAC de remover P é limitada, quando comparada à de retirada de N, já que não há nenhum mecanismo de perda permanente de fósforo nesses sistemas — e que seja análogo à desnitrificação (DEBUSK *et al.*, 2004). Kadlec & Wallace (2008) citaram, no entanto, que P inorgânico pode ser removido dos SAC na forma de gás fosfina (PH_3). Ainda assim, considera-se essa forma de remoção desprezível, pois a formação desse composto ocorre em ambientes com características ácidas (REDDY & DELAUNE, 2008).

A adsorção e precipitação de P ocorrem, principalmente, em SAC de escoamento subsuperficial e são, comparativamente, pequenas nos verticais, pois como o substrato está constantemente saturado, não há muita

Tabela 3 - Valores médios de pH, concentrações afluente e efluente de fósforo e eficiências médias (%) de remoção, obtidos durante o período de monitoramento dos sistemas alagados construídos.

SAC	pH	SST		Fósforo	
		(mg.L^{-1})	Rem. (%)	(mg.L^{-1})	Rem. (%)
Afluente	$7,68 \pm 0,33$	953 ± 803	-	161 ± 119	-
SAC ₂	$7,92 \pm 0,09\text{b}$	52 ± 15	$84 \pm 19\text{a}$	34 ± 17	$74 \pm 17\text{a}$
SAC ₃	$7,91 \pm 0,11\text{b}$	51 ± 19	$86 \pm 14\text{a}$	37 ± 15	$73 \pm 15\text{a}$
SAC ₄	$7,83 \pm 0,19\text{c}$	46 ± 34	$89 \pm 12\text{b}$	39 ± 18	$69 \pm 19\text{b}$
SAC ₅	$7,88 \pm 0,17\text{c}$	57 ± 24	$87 \pm 13\text{b}$	38 ± 15	$71 \pm 20\text{b}$
SAC ₆	$7,81 \pm 0,15\text{d}$	58 ± 25	$87 \pm 14\text{c}$	43 ± 17	$67 \pm 20\text{c}$
SAC ₇	$7,85 \pm 0,16\text{d}$	52 ± 28	$90 \pm 09\text{c}$	46 ± 19	$67 \pm 20\text{c}$
SAC ₈	$7,79 \pm 0,17\text{e}$	52 ± 25	$90 \pm 09\text{d}$	48 ± 20	$68 \pm 16\text{d}$
SAC ₉	$7,82 \pm 0,18\text{e}$	48 ± 23	$88 \pm 12\text{d}$	50 ± 30	$65 \pm 19\text{d}$

SAC: sistema alagado construído; SST: sólidos suspensos totais; Rem.: remoção — porcentagem de remoção de fósforo, tendo-se como base o balanço de massa realizado. Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

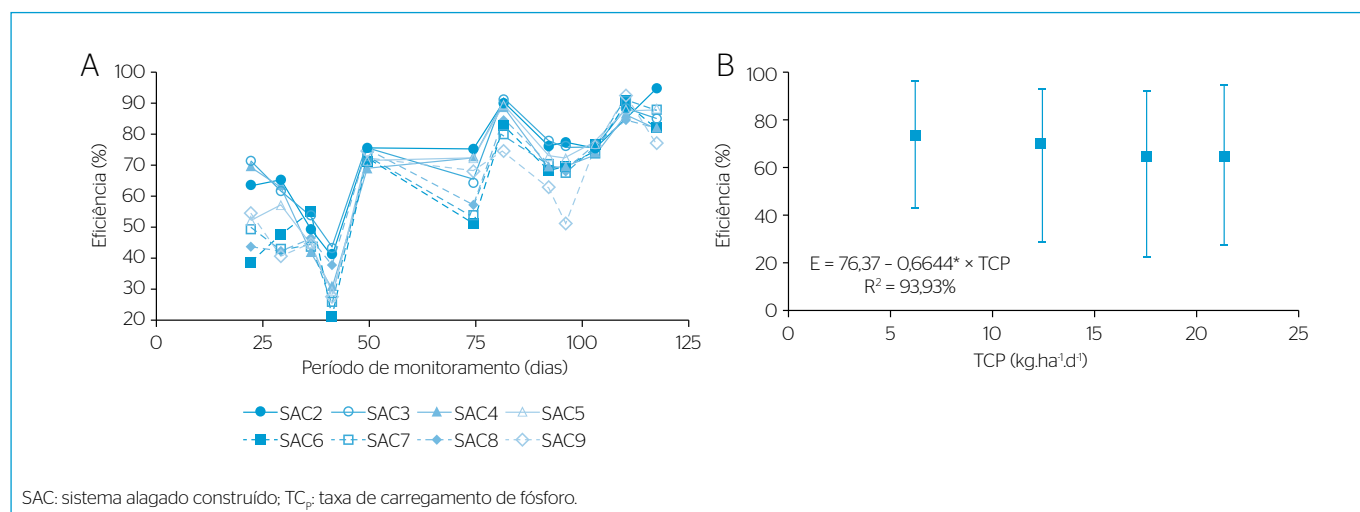


Figura 2 - Eficiências na (A) remoção de fósforo e (B) estimativa das eficiências dessa remoção com base nas diferentes taxas de carregamento desse nutriente aplicadas aos sistemas alagados construídos.

flutuação nos valores de potencial de oxirredução no leito. Valores de Eh inferiores a +250 mV podem causar a redução do Fe^{3+} em Fe^{2+} , liberando o P associado. Por outro lado, a redução do Eh pela condição de alagamento também pode causar a transformação de formas minerais cristalinas de Al e Fe para a forma amorfa, e os oxihidróxidos de Fe e Al têm grande capacidade de se ligar ao P, imobilizando-o entre os vários íons hidroxila (VYMAZAL, 2004). No entanto, os materiais comumente utilizados nos SAC como leito filtrante apresentam baixa capacidade de adsorção e precipitação. Além disso, com o passar do tempo, a capacidade de adsorver e precipitar compostos fosfatados tende a decrescer, reduzindo a eficiência dos sistemas na remoção desse nutriente (VYMAZAL, 2007).

A maior parte do fósforo em SAC está na forma orgânica, retido principalmente em tecido vegetal, micro-organismos ou material orgânico dissolvido ou em suspensão na água. O P tende a se acumular nesses sistemas, tanto nos tecidos vegetais e nas células microbianas quanto nos sedimentos (TURNER; NEWMAN; NEWMAN, 2006), e sua remoção dos SAC deve ocorrer quando há o corte das plantas cultivadas.

Em sistemas alagados utilizados no tratamento de água residuária da bovinocultura, Crolla & Kinsley (2002) *apud* Gottschall *et al.* (2007) obtiveram eficiências da ordem de 58% na remoção de P durante os quatro primeiros anos de operação do sistema. Após oito anos de operação, o sistema apresentou decréscimo na eficiência média de remoção, que passou a 32%, sendo aplicadas cargas de fósforo da ordem de $3,4 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$.

Em trabalhos encontrados na literatura e citados por Gottschall *et al.* (2007), está relatado que, no tratamento de águas residuárias agroindustriais, principalmente naquelas originadas de suinoculturas e bovinoculturas, os SAC conseguem remover entre 35 e 96% do P adicionado ao sistema, dependendo do aporte desse elemento e do tempo de operação do sistema, sendo que, geralmente, maiores remoções estão relacionadas a menores cargas aplicadas.

DeBusk *et al.* (2004) obtiveram 46% de eficiência na remoção de P em um sistema alagado com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 0,8 dias, entretanto a carga de P aplicada foi de $7,0 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ (correspondendo a $0,02 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$). Matos, Freitas e Monaco (2010) obtiveram remoções de 33 e 55% no tratamento de ARS em SAC cultivados com taboa e capim tifton-85, sob taxa de aplicação média de $22 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ de P e TDH de 4,8 dias, aproximadamente. González *et al.* (2009) obtiveram remoção entre 0 e 28%, dependendo da estação do ano, e verificaram que o TDH (1 a 3 dias) não interferiu nas eficiências de remoção, tal como observado neste trabalho. Lee *et al.* (2004) também verificaram menores eficiências na retirada de P (47 a 59%) que as obtidas neste trabalho.

Assim, nesta pesquisa, acredita-se que as maiores eficiências na remoção de P sejam, em parte, decorrentes de serem os sistemas recém-implantados e terem capacidade de adsorver e precipitar compostos à base de fósforo, favorecidas principalmente pelos maiores valores de pH apresentados pelas ARS. Tanaka *et al.* (2007) observaram redução

drástica na concentração de fosfato solúvel em meio contendo cálcio (Ca) e magnésio (Mg) — quando o valor do pH da solução excedeu 7,9 —, havendo solubilização do precipitado em caso de redução do pH para valores abaixo de 8,0 (REDDY & DELAUNE, 2008). Em relação à absorção vegetal, acredita-se que tenha havido pequena participação das plantas na retirada de P das ARS, devido à elevada carga desse elemento aplicada aos SAC. Outro fator que pode ter contribuído foi a remoção acentuada de sólidos em suspensão nos SAC (Tabela 3), removendo, assim, o P presente no material em suspensão.

Modelos de remoção de fósforo em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento das águas residuárias de suinocultura

Nas Tabelas 4, 5, 6 e 7, estão apresentados os parâmetros dos modelos avaliados, obtidos com os perfis médios de remoção de P, bem como os grupos formados pela análise de agrupamento por otimização de Tocher e os parâmetros médios estimados para as equações de primeira ordem (REED; CRITES; MIDDLEBROOKS, 1995) e as propostas por Brasil *et al.* (2007), Kadlec & Wallace (2008), Laber, Haberl e Shrestha (1999) e Cooper (1999). Já na Figura 3, encontram-se as curvas de decaimento de P ao longo dos SAC, obtidas com base nas equações ajustadas com os parâmetros comuns para os tratamentos agrupados pelo método de Tocher, para os diferentes modelos avaliados.

Observa-se, na Tabela 4, que os valores de k para o modelo de primeira ordem (REED; CRITES; MIDDLEBROOKS, 1995), após o agrupamento, aumentaram com o acréscimo das taxas de carga aplicada.

Tabela 4 - Grupos formados pela análise de agrupamento por otimização de Tocher para os perfis de concentração de fósforo e os parâmetros médios estimados (C_s , k) do modelo de primeira ordem (REED; CRITES; MIDDLEBROOKS, 1995), considerando as duas espécies vegetais (taboa e capim tifton-85), em sistemas alagados construídos submetidos a diferentes taxas de carregamento de fósforo.

Grupos	Tratamentos	C_s	k	R ² (%)
1	SAC ₆ - Taboa + TC _p = 175 kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹	172	0,5668	71,70
	SAC ₇ - Tifton-85 + TC _p = 175 kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹	169	0,4834	72,87
	SAC ₈ - Taboa + TC _p = 19,5 kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹	172	0,5561	74,42
Modelo comum		171	0,5326	72,78
2	SAC ₂ - Taboa + TC _p = 6,2 kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹	173	0,2339	73,00
	SAC ₃ - Tifton-85 + TC _p = 6,1 kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹	172	0,2240	72,92
Modelo comum		173	0,2289	72,95
3	SAC ₄ - Taboa + TC _p = 12,4 kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹	172	0,3750	76,23
Modelo comum		172	0,3750	76,23
4	SAC ₅ - Tifton-85 + TC _p = 12,4 kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹	168	0,4257	67,17
Modelo comum		168	0,4257	67,17
5	SAC ₉ - Tifton-85 + TC _p = 23,0 kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹	168	0,6419	72,37
Modelo único		168	0,6419	72,37

SAC: sistema alagado construído; TC_p: taxa de carregamento de fósforo.

Tabela 5 – Grupos formados pela análise de agrupamento por otimização de Tocher para os perfis de concentração de fósforo e os parâmetros médios estimados (C_a , k , n) do modelo proposto por Brasil et al. (2007), considerando as duas espécies vegetais (taboa e capim tifton-85), em sistemas alagados construídos submetidos a diferentes taxas de carregamento de fósforo.

Grupos	Tratamentos	C_a	k	n	R^2 (%)
1	SAC ₂ - Taboa + TC _p = 6,2 kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹	183	1,0240	0,000001	83,67
	SAC ₃ - Tifton-85 + TC _p = 6,1 kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹	172	0,8794	0,000001	77,48
	SAC ₄ - Taboa + TC _p = 12,4 kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹	171	0,8810	0,000001	81,33
	SAC ₆ - Taboa + TC _p = 17,5 kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹	190	1,0028	0,000002	85,03
	SAC ₇ - Tifton-85 + TC _p = 17,5 kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹	187	0,8383	0,000002	79,50
	SAC ₈ - Taboa + TC _p = 19,5 kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹	186	0,8543	0,000001	77,90
	SAC ₉ - Tifton-85 + TC _p = 23,0 kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹	172	0,7080	0,000001	69,67
Modelo comum		200	1,0843	0,1605	99,22
2	SAC ₅ - Tifton-85 + TC _p = 12,4 kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹	200	1,2244	0,0972	99,77
Modelo comum		200	1,2244	0,0972	99,77

SAC: sistema alagado construído; TC_p: taxa de carregamento de fósforo.

Tabela 6 – Grupos formados pela análise de agrupamento por otimização de Tocher para os perfis de concentração de fósforo e os parâmetros médios estimados (C_a , C' , k , n) do modelo proposto por Kadlec & Wallace (2008), considerando as duas espécies vegetais (taboa e capim tifton-85), em sistemas alagados construídos submetidos a diferentes taxas de carregamento de fósforo.

Grupos	Tratamentos	C_a	C'	k	R^2 (%)
1	SAC ₂ - Taboa + TC _p = 6,2 kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹	200	56	1,5709	87,95
	SAC ₃ - Tifton-85 + TC _p = 6,1 kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹	200	57	1,6530	88,22
	SAC ₄ - Taboa + TC _p = 12,4 kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹	200	61	2,1607	89,12
	SAC ₆ - Taboa + TC _p = 17,5 kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹	200	59	3,2678	88,96
	SAC ₇ - Tifton-85 + TC _p = 17,5 kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹	200	63	3,0350	90,49
	SAC ₈ - Taboa + TC _p = 19,5 kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹	200	61	2,9585	89,66
	SAC ₉ - Tifton-85 + TC _p = 23,0 kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹	200	63	4,7825	89,89
Modelo comum		200	52	2,4773	98,77
2	SAC ₅ - Tifton-85 + TC _p = 12,4 kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹	200	58	25,2305	88,98
Modelo comum		200	47	2,5313	99,18

SAC: sistema alagado construído; TC_p: taxa de carregamento de fósforo.

Tabela 7 – Grupos formados pela análise de agrupamento por otimização de Tocher para os perfis de concentração de fósforo e os parâmetros médios estimados (C_r , C_a , k) do modelo proposto por Laber, Haberl e Shrestha (1999) e Cooper (1999), considerando as duas espécies vegetais (taboa e capim tifton-85), em sistemas alagados construídos submetidos a diferentes taxas de carregamento de fósforo.

Grupos	Tratamentos	C_r	C_a	k	R^2 (%)
1	SAC ₂ - Taboa + TC _p = 6,2 kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹	0,8503	200	0,0550	25,53
	SAC ₃ - Tifton-85 + TC _p = 6,1 kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹	0,8416	200	0,0521	25,04
	SAC ₄ - Taboa + TC _p = 12,4 kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹	0,8478	202	0,0942	22,90
	SAC ₅ - Tifton-85 + TC _p = 12,4 kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹	0,8410	200	0,1074	17,64
	SAC ₆ - Taboa + TC _p = 17,5 kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹	0,8198	209	0,1426	20,01
	SAC ₇ - Tifton-85 + TC _p = 17,5 kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹	0,8161	207	0,1209	16,56
	SAC ₈ - Taboa + TC _p = 19,5 kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹	0,8101	212	0,1488	20,71
Modelo comum		0,8364	207	0,4307	66,64
2	SAC ₉ - Tifton-85 + TC _p = 23,0 kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹	0,8198	205	0,6419	72,37
Modelo comum		0,8198	205	0,6419	72,37

SAC: sistema alagado construído; TC_p: taxa de carregamento de fósforo.

Nota-se também que os modelos de primeira ordem e o proposto por Laber, Haberl e Shrestha (1999) e Cooper (1999) apresentaram os menores coeficientes de determinação (R^2).

Rousseau, Vanrolleghem e Pauw (2004) citaram que o coeficiente k da equação de primeira ordem para remoção de P varia entre $0,14$ e $0,28.d^{-1}$ para esgoto doméstico. Drizo *et al.* (2000), ao aplicarem menores taxas de carga de P (4 a $8 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) que as empregadas neste trabalho, obtiveram valores de k de $0,075$ e $0,061.d^{-1}$ nessa retirada em SAC cultivados com *Phragmites australis* e não cultivados ao tratarem esgoto sintético.

CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos, pôde-se concluir:

- As maiores taxas de carga superficial de nutrientes e, consequentemente, os menores TDH nos SAC influenciaram significativamente ($p < 0,05$) a eficiência de remoção de P, em todos os sistemas avaliados;
- Verificou-se diferença estatística ($p < 0,05$) entre as diferentes cargas de nutrientes aplicadas aos SAC no que se refere à remoção de P, e as eficiências médias de remoção variaram entre 65 e 78%;
- O modelo de Reed, Crites e Middlebrooks (1995) e o proposto por Laber, Haberl e Shrestha (1999) e Cooper (1999) não se ajustaram bem aos perfis de concentração de NTK e de P ao longo dos SAC, enquanto os propostos por Brasil *et al.* (2007) e Kadlec & Wallace (2008) apresentaram bom ajuste e descreveram adequadamente a cinética de remoção desses nutrientes nos sistemas avaliados, apresentando coeficientes de determinação superiores a 90%.

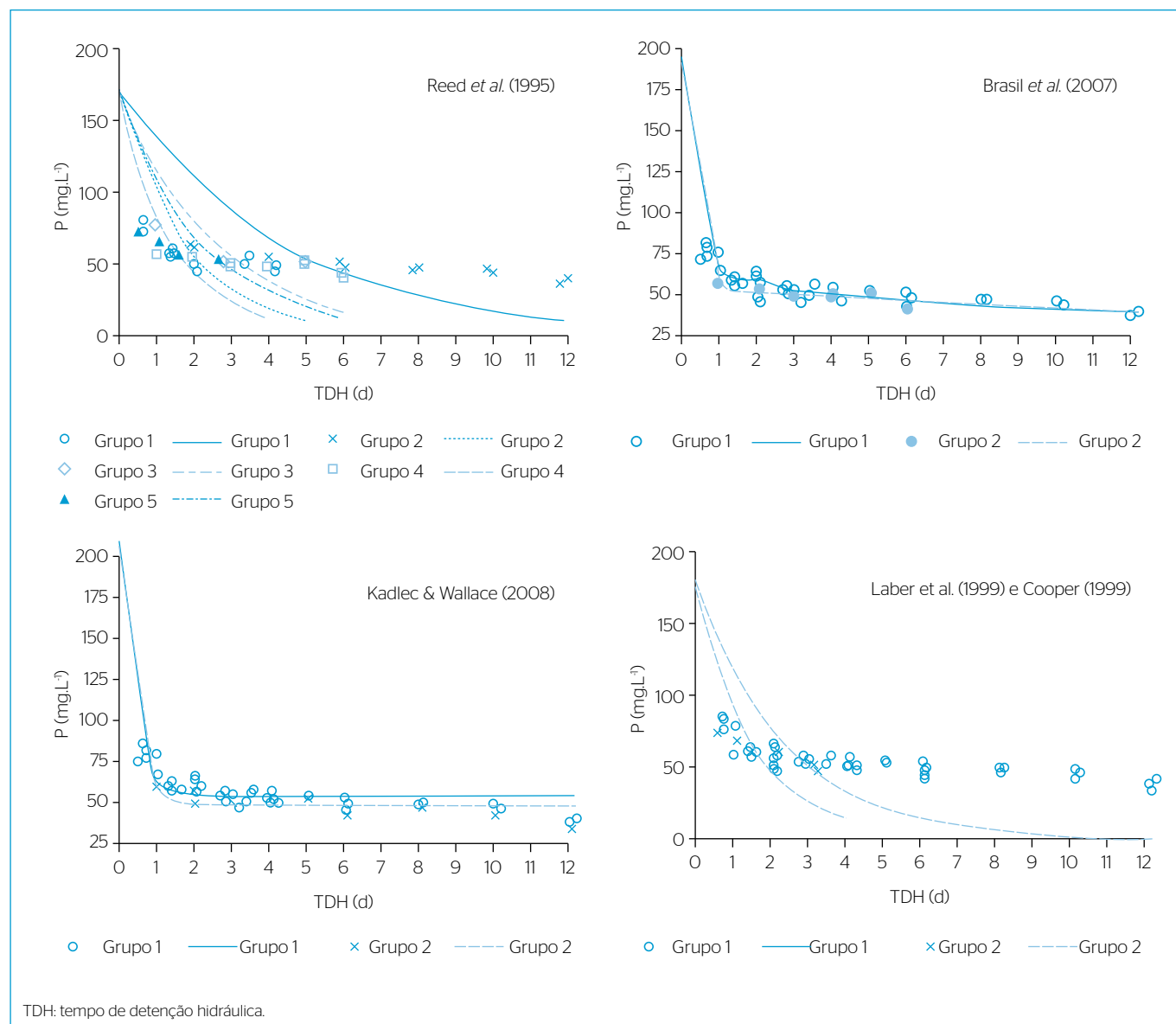


Figura 3 - Curvas de decaimento de fósforo ao longo dos sistemas alagados construídos obtidas com as equações ajustadas para os diferentes modelos avaliados, apresentando-se os parâmetros comuns para os tratamentos agrupados pelo método de Tocher.

REFERÊNCIAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). (2005) *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21. ed. Washington. DC.: APHA/AWWA/WEF.
- BRASIL, M.S.; MATOS, A.T.; SILVA, C.M.; CECON, PR.; SOARES, A.A. (2007) Modelling of pollution removal in constructed wetlands with horizontal subsurface flow. *Agrartechnische Forschung*, v. 13, n. 2, p. 48-56.
- COOPER, P. (1999) A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. *Water Science and Technology*, v. 40, n. 3, p. 1-9. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00414-X](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00414-X)
- DEBUSK, T.; GRACE, K.A.; DIERBERG, F.E.; JACKSON, S.D.; CHIMNEY, M.J.; GU, B. (2004) An investigation of the limits of phosphorus removal in wetlands: a mesocosm study of a shallow periphyton-dominated treatment system. *Ecological Engineering*, v. 23, n. 1, p. 1-14. <https://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.06.009>
- DRIZO, A.; FROST, C.A.; GRACE, J.; SMITH, K.A. (2000) Phosphate and ammonium distribution in a pilot-scale constructed wetland with horizontal subsurface flow using shale as substrate. *Water Research*, v. 34, n. 9, p. 2483-2490. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00424-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00424-8)
- DUNNE, E.J.; REDDY, K.R. (2005) Phosphorus biogeochemistry of wetlands in agricultural watersheds. In: DUNNE, E.J.; REDDY, R.; CARTON, O.T. (orgs.). *Nutrient management in agricultural watersheds: a wetland solution*. Wageningen: Wageningen Academic Publishers. p. 105-119.
- GONZÁLEZ, FT.; VALLEJOS, G.G.; SILVEIRA, J.H.; FRANCO, C.Q.; GARCÍA, J.; PUIGAGUT, J. (2009) Treatment of swine wastewater with subsurface-flow constructed wetlands in Yucatán, Mexico: Influence of plant species and contact time. *Water SA*, v. 35, n. 3, p. 335-342. <https://doi.org/10.4314/wsav35i3.76778>
- GOTTSCHALL, N.; BOUTIN, C.; CROLLA, A.; KINSLEY, C.; CHAMPAGNE, P. (2007) The role of plants in the removal of nutrients at a constructed wetland treating agricultural (dairy) wastewater, Ontario, Canada. *Ecological Engineering*, v. 29, n. 2, p. 154-163. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.06.004>
- KADLEC, R.H.; KNIGHT, R.L. (1996) *Treatment wetlands*. Flórida: CRC Press. 893 p.
- KADLEC, R.H.; WALLACE, S.D. (2008) *Treatment Wetlands*. 2. ed. Flórida: CRC Press. 1016 p.
- LABER, J.; HABERL, R.; SHRESTHA, R. (1999) Two-stage constructed wetland for treating hospital wastewater in Nepal. *Water Science and Technology*, v. 40, n. 3, p. 317-324. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00447-3](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00447-3)
- LEE, C.Y.; LEE, C.C.; LEE, F.Y.; TSENG, S.K.; LIAO, C.J. (2004) Performance of subsurface flow constructed wetland taking pretreated swine effluent under heavy loads. *Bioresource Technology*, v. 92, n. 2, p. 173-179. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2003.08.012>
- MATOS, A.T.; FREITAS, W.S.; LO MONACO, P.A.V. (2010) Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. *Ambiente & Água*, Taubaté, v. 5, n. 2, p. 119-132. <https://doi.org/10.4136/1980-993X>
- REED, S.C.; CRITES, R.W.; MIDDLEBROOKS, E.J. (1995) *Natural systems for management and treatment*. Nova York: McGraw-Hill, Inc. 435 p.
- REDDY, K.R.; DELAUNE, R.D. (2008) *Biogeochemistry of wetlands: Science and applications*. Flórida: CRC Press. 774 p.
- RIBEIRO JR., J.I. (2001) *Análises estatísticas no SAEG*. Viçosa: UFV. 301 p.
- ROUSSEAU, D.P.L.; VANROLLEGHEM, P.A.; PAUW, N.D. (2004) Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review. *Water Research*, v. 38, n. 6, p. 1484-1493. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.12.013>
- TANAKA, Y.; YATAGAI, A.; MASUJIMA, H.; WAKI, M.; YOKOYAMA, H. (2007) Autotrophic denitrification and chemical phosphate removal of agro-industrial wastewater by filtration with granular medium. *Bioresource Technology*, v. 98, n. 4, p. 787-791. <https://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2006.03.015>
- TURNER, B.L.; NEWMAN, S.; NEWMAN, J.M. (2006) Organic phosphorus sequestration in sub-tropical treatment wetlands. *Environmental Science & Technology*, v. 40, n. 3, p. 727-733. <https://doi.org/10.1021/es0516256>
- VYMAZAL, J. (2004) Removal of phosphorus in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow in the Czech Republic. *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, v. 4, p. 657-670. <https://doi.org/10.1023/B:WAFO.0000028385.63075.51>
- _____. (2007) Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, v. 380, n. 1-3, p. 48-65. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014>