

## Artigo Técnico

# Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura

*Effect of vegetation in constructed wetlands treating swine wastewater*

Fátima Resende Luiz Fia<sup>1</sup>, Antonio Teixeira de Matos<sup>2</sup>,  
Ronaldo Fia<sup>3</sup>, Alisson Carraro Borges<sup>4</sup>, Paulo Roberto Cecon<sup>5</sup>

## RESUMO

No presente trabalho, objetivou-se avaliar a influência da vegetação em sistemas alagados construídos (SACs) na remoção de poluentes da água residuária da suinocultura (ARS). O experimento foi constituído por três SACs, construídos em escala piloto. O SAC<sub>1</sub> foi utilizado como controle, não sendo nele cultivada nenhuma espécie vegetal. No SAC<sub>2</sub> foi plantada a taboa (*Typha latifolia*), e no SAC<sub>3</sub> o capim tifton-85 (*Cynodon spp.*). Quanto à remoção de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e de sólidos suspensos totais (SST), não se constatou diferença entre os SACs ( $p > 0,05$ ), no entanto a eficiência de remoção de demanda química de oxigênio (DQO) foi diferente entre os SACs ( $p < 0,05$ ) – o SAC<sub>1</sub> foi mais eficiente que o SAC<sub>2</sub>. Com exceção de Mg, o cultivo do capim tifton-85 e da taboa não influenciou ( $p > 0,05$ ) a remoção de macro e de micronutrientes. A forma de cultivo nos SACs nem mesmo o tipo de espécie cultivada tiveram influência considerável na remoção de matéria orgânica, de macro e de micronutrientes da ARS.

**Palavras-chave:** dejetos de suínos; wetlands construídos; taboa, capim tifton-85.

## ABSTRACT

This study aimed to evaluate the influence of vegetation in constructed wetlands (CWs) in removing swine wastewater (SWW) pollutants. The experiment consisted of three CWs, built on a pilot scale. CW<sub>1</sub> was used as control, and no plant species were cultivated in it. In CW<sub>2</sub>, cattail (*Typha latifolia*) was planted, and in CW<sub>3</sub>, bermudagrass (*Cynodon spp.*). No difference was observed between the CWs regarding the removal of biochemical oxygen demand (BOD) and total suspended solids (TSS) ( $p > 0,05$ ). Chemical oxygen demand (COD) removal was different between the CWs ( $p < 0,05$ ) – CW<sub>1</sub> was more efficient than CW<sub>2</sub>. With the exception of Mg, bermudagrass and cattail cultivation did not influence ( $p > 0,05$ ) the removal of macro and micronutrients. The form of cultivation in the CWs and even the type of species cultivated had considerable influence in the removal of organic matter and nutrients of SWW.

**Keywords:** pig manure; wetlands; cattail; bermudagrass.

## INTRODUÇÃO

A suinocultura é uma atividade pecuária que se expandiu muito nas últimas décadas, por conta do aumento da demanda de carnes e de derivados suínos, entretanto o desenvolvimento da suinocultura tem como fator de maior preocupação a quantidade de dejetos produzidos, que apresentam alto poder poluente, especialmente quando lançados sem tratamento em corpos hídricos. Entre as soluções simples propostas para o tratamento de águas residuárias ricas em material orgânico, como é o caso das provenientes de granjas suínolas, distingue-se a

sua disposição em sistemas alagados construídos (SACs) (SEZERINO *et al.*, 2003; GONZÁLEZ *et al.*, 2009; MATOS; FREITAS; BORGES, 2011; WANG *et al.*, 2014), por ser uma forma viável e barata para o tratamento dessas águas.

Entre os componentes dos SACs, destacam-se as macrófitas, que formam uma das comunidades mais produtivas no ambiente aquático, desempenhando importante papel na dinâmica dos nutrientes. Além da alta produtividade de sua biomassa, elas favorecem processos microbiológicos e bioquímicos para a decomposição da matéria

<sup>1</sup>Doutora em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal de Viçosa (UFV) – Viçosa (MG), Brasil. Professora Adjunta do Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras (UFLA) – Lavras (MG), Brasil.

<sup>2</sup>Doutor em Solos e Nutrição de Plantas pela Universidade Federal de Viçosa (UFV) – Viçosa (MG), Brasil. Professor Titular do Departamento de Engenharia Sanitária da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) - Belo Horizonte (MG), Brasil.

<sup>3</sup>Doutor em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal de Viçosa (UFV) – Viçosa (MG), Brasil. Professor Adjunto do Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras (UFLA) – Lavras (MG), Brasil.

<sup>4</sup>Doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo (USP) – São Carlos (SP), Brasil. Professor Associado do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa (UFV) – Viçosa (MG), Brasil.

<sup>5</sup>Doutor em Estatística pela Universidade de São Paulo (USP) – Piracicaba (SP), Brasil. Professor Titular do Departamento de Estatística da Universidade Federal de Viçosa (UFV) – Viçosa (MG), Brasil.

**Endereço para correspondência:** Fátima Resende Luiz Fia – Departamento de Engenharia, CP3037 – Campus da Universidade Federal de Lavras – Lavras (MG), Brasil – E-mail: fatimarlf@deg.ufla.br.

**Recebido:** 19/09/13 – **Aceito:** 14/06/16 – **Reg. ABES:** 123972

orgânica, mineralização de nutrientes e remoção de patógenos, bem como funcionam como intermediárias em processos físicos e químicos como filtração, adsorção, precipitação e sedimentação (BRIX, 1994; 1997; BIAŁOWIEC; JANCZUKOWICZ; RANDERSON, 2011; SHELEF; GROSS; RACHMILEVITCH, 2013). Apesar de controvérsias, autores como Hua *et al.* (2014) e Matos *et al.* (2015), entre outros, têm demonstrado que a planta e seu sistema radicular também contribuem para o aumento do tempo de vida útil das unidades, pela atenuação do progressivo processo de obstrução do meio poroso.

Há uma grande variedade de macrófitas aquáticas que podem ser usadas no tratamento de águas residuárias em SACs, também denominados de *wetlands* construídos. As plantas vasculares aquáticas, emergentes e persistentes, são as mais utilizadas, em virtude de sua capacidade de absorção de nutrientes e por estarem adaptadas a lugares úmidos com carga orgânica elevada (REDDY & DELAUNE, 2008). Em SACs pesquisados no Brasil, têm sido empregadas as espécies: *Typha* spp. (BRASIL; MATOS; SOARES, 2007; MATOS; FREITAS; LO MONACO, 2009; COSTA *et al.*, 2015), *Juncus* spp. (SOUSA *et al.*, 2000), *Eleocharis* spp. (MAZZOLA; ROSTON; VALENTIMR, 2005), arroz (*Oryza sativa* L.) e gramíneas do gênero *Cynodon* (MATOS; FREITAS; LO MONACO, 2009), além de outras, como *Alternanthera* (*Alternanthera philoxeroides*) (FIA *et al.*, 2008; MATOS; FREITAS; LO MONACO, 2009), azevém (*Lolium multiflorum*) (ROSSMANN *et al.*, 2012) e lírio-amarelo (*Hamemacallis flava*) (CHAGAS *et al.*, 2011).

Embora as plantas aquáticas superiores sejam componentes biológicos óbvios dos ecossistemas alagados, recentes relatos da literatura apontam para o fato de que a absorção de poluentes pela vegetação não pode responder, por si só, pelas elevadas eficiências na remoção de poluente, frequentemente observadas em taxas de carregamento elevado, característica de muitas situações de tratamento. Isso leva ao questionamento do papel das macrófitas nesses sistemas (BRIX, 1997; MARA, 2004; SHELEF; GROSS; RACHMILEVITCH, 2013), não havendo consenso entre pesquisadores a respeito da efetiva importância das macrófitas aquáticas nos SACs. No entanto novos trabalhos, notadamente aqueles que consideram as perdas de água por evapotranspiração no sistema, têm evidenciado essa importância (BIAŁOWIEC; JANCZUKOWICZ; RANDUSON, 2011; MESQUITA *et al.*, 2013). Em algumas pesquisas, têm sido descritos melhores desempenhos em SACs cultivados com espécies aquáticas em relação aos não cultivados (DALLAS & HO, 2005). Pelos motivos citados, Brix (1994) sugere o uso de plantas em SACs, embora afirme que a quantidade de nutrientes extraídos é muito pequena quando comparada às cargas aplicadas.

Diante disso, objetivou-se no presente trabalho a avaliação da influência da vegetação em SACs na remoção de matéria orgânica e de macro e micronutrientes das águas residuárias da suinocultura.

## MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi constituído por três SACs de escoamento sub-superficial horizontal, avaliados em casa de vegetação para o tratamento das águas residuárias da suinocultura (ARS) submetidas à decantação (tratamento primário). A casa de vegetação foi utilizada para se ter condições controladas de cultivo.

Os SACs em escala piloto foram confeccionados em fibra de vidro, nas dimensões de 0,6 m de altura, 0,5 m de largura e 2 m de comprimento (Figura 1), assentados sobre o solo com declividade de  $0,01 \text{ m m}^{-1}$ . Objetivando-se regularizar a velocidade de escoamento da ARS, nas seções de entrada e saída, preencheram-se os 0,10 m iniciais e finais dos tanques com brita n.º 2 (diâmetro de 19 a 25 mm), enquanto todo o restante do leito dos SACs foi preenchido com brita zero (diâmetro  $D_{60}=7 \text{ mm}$ , coeficiente de uniformidade —  $CU D_{60}/D_{10}=1,6$ , e volume de vazios inicial de  $0,494 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ ) 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.

O SAC<sub>1</sub> foi utilizado como controle, não tendo sido nele cultivada nenhuma espécie vegetal. No SAC<sub>2</sub> foi plantada a taboa (*Typha latifolia*), e no SAC<sub>3</sub>, o capim tifton-85 (*Cynodon* spp.).

Para tal, 20 mudas de taboa foram coletadas em área naturalmente alagada na Universidade Federal de Viçosa (UFV) e tiveram sua parte aérea cortada. Em seguida, foram colocadas em recipientes de polietileno com 250 L de capacidade instalados na casa de vegetação e preenchidos com esgoto doméstico diluído em água do sistema de abastecimento da UFV, na proporção 20/80 (v/v), nessa ordem. Após 30 dias, houve o perfilhamento de várias mudas das 20 inicialmente coletadas em diante. Quando as mudas alcançaram cerca de 0,25 m de altura, foram transplantadas para o SAC<sub>2</sub>. Para o capim tifton-85, partes do colmo da planta provenientes do Setor de Forragicultura do Departamento de Zootecnia da UFV foram plantadas em recipientes de polietileno com capacidade de 10 L, contendo areia e uma mistura de esgoto doméstico diluído em água do sistema de abastecimento da UFV, na proporção 20/80 (v/v), respectivamente, para que houvesse o desenvolvimento do sistema radicular. Após 30 dias, ocorreu o plantio

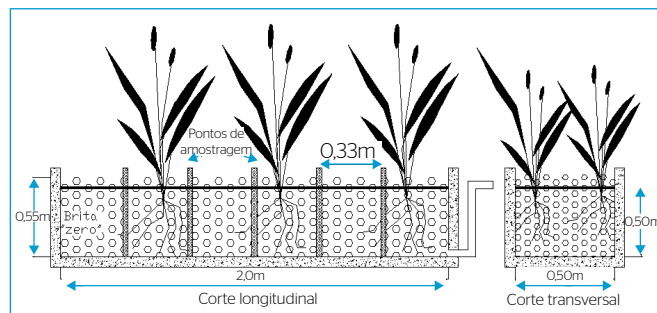


Figura 1 - Diagrama esquemático do SAC.

no SAC<sub>3</sub>. A densidade de plantio foi de 14 propágulos por m<sup>2</sup> para a taboa e de 20 propágulos por m<sup>2</sup> para o tifton-85.

Para o plantio da vegetação nos SACs, o meio suporte (brita) foi saturado com esgoto doméstico diluído em água do sistema de abastecimento da UFV, na proporção 20/80 (v/v), respectivamente. Após um mês de implantação do sistema, quando a vegetação já se encontrava estabelecida, começou-se a aplicação da ARS aos SACs.

As características operacionais médias aplicadas aos SACs, tais como vazão, tempo de detenção hidráulica, taxas de carregamento orgânico e de nutrientes, encontram-se apresentadas na Tabela 1. A taxa de carregamento orgânico nos SACs ficou na faixa de 162 a 164 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), estabelecida para atendimento das recomendações de Kadlec & Wallace (2009) de que deveria estar entre 40 e 250 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. O tempo de detenção hidráulica (TDH) teórico ficou na faixa de 11,8 a 12 d, tendo sido calculado com base nos dados médios de vazão afluente aos SACs e do volume útil deles.

Dentro da casa de vegetação foi instalado um termo-higrômetro para obtenção das temperaturas máxima e mínima diárias, além da umidade relativa do ar interno. A temperatura média diária do líquido também foi obtida por meio da média dos valores de temperatura coletados três vezes ao dia (às 8 horas, às 13 horas e às 17 horas), com auxílio de um termômetro de mercúrio.

Os SACs foram monitorados durante 120 dias, entre os meses de abril e setembro de 2009. O monitoramento dos SACs foi feito por amostras do afluente e do efluente, quantificando-se as seguintes variáveis: condutividade elétrica (CE); potencial hidrogeniônico (pH); potencial de oxirredução (Eh); DBO, pelo método iodométrico; demanda química de oxigênio (DQO), pelo método do refluxo aberto; sólidos suspensos totais (SST), pelo método gravimétrico; potássio total (K) e sódio total (Na), por fotometria de chama; fósforo total (P), por

espectrofotometria; nitrogênio total Kjeldahl (NTK), por intermédio do método semimicro Kjeldahl; cálcio (Ca), magnésio (Mg), cobre (Cu) e zinco (Zn), por espectrometria de absorção atômica (APHA; AWWA; WEF, 2012). Determinou-se, também, a concentração de amônio (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) (adaptado de KEMPERS & ZWEERS, 1986), nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) (YANG *et al.*, 1998) e nitrito (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) (APHA; AWWA; WEF, 2012), todos por colorimetria.

Para verificar a influência das plantas (taboa e capim tifton-85) na remoção de poluentes em SACs, avaliaram-se tais variáveis estatisticamente no delineamento inteiramente ao acaso com três tratamentos e com o número de repetições variando de acordo com a frequência amostral das variáveis monitoradas. Os dados foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas pelo teste de Tukey (p<0,05), por meio do programa estatístico SAEG<sup>®</sup> (RIBEIRO JR., 2001).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Condutividade elétrica, pH e potencial de oxirredução

Observando-se os dados apresentados na Tabela 2, verificou-se que houve diferença significativa para os resultados da variável CE entre os SACs avaliados. Entretanto, contrariando o esperado, constatou-se que, durante a operação dos SACs, os valores de CE do efluente foram menores que os oriundos do afluente. O aumento nos valores de CE dos efluentes era esperado por conta da degradação do material orgânico presente na ARS, quando são liberados íons para a solução, e também das perdas de água por evapotranspiração, que, dessa forma, proporcionariam aumento na concentração iônica no líquido residente. Diante dos resultados, acredita-se que a redução dos valores de CE pode ser explicada, provavelmente, pela precipitação de sais no meio, como observado nas mangueiras de distribuição do afluente, além da absorção de íons (nutrientes) presentes na ARS pelas plantas.

Os valores de pH observados entre os tratamentos estiveram na faixa na qual são proporcionadas condições ideais para a sobrevivência das bactérias responsáveis pela degradação da matéria orgânica,

**Tabela 1 - Médias e desvio padrão das variáveis operacionais dos três SACs avaliados.**

Variáveis	SAC <sub>1</sub>	SAC <sub>2</sub>	SAC <sub>3</sub>
Q (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,021±0,002	0,021±0,002	0,021±0,002
TDH (d)	11,9±1,3	11,8±1,1	12,0±1,2
TCO <sub>A</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> de DBO)	164±109	164±110	162±108
TC <sub>NTK</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	112±20	112±20	110±20
TC <sub>P</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	6,2±3,0	6,2±3,0	6,1±3,0
TC <sub>K</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	21,7±14,8	21,8±14,9	21,5±14,7
TC <sub>Na</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	15,3±10,0	15,3±10,0	15,1±9,8
TC <sub>Cu</sub> (g ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	17,6±15,3	17,6±15,3	17,4±15,1
TC <sub>Zn</sub> (g ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	140,5±122,2	140,8±122,4	138,8±120,7

Q: vazão afluente; TDH: tempo de detenção hidráulica; TCO<sub>A</sub>: taxa de carregamento orgânico com base na área superficial; TC<sub>NTK</sub>, TC<sub>P</sub>, TC<sub>K</sub>, TC<sub>Na</sub>, TC<sub>Cu</sub> e TC<sub>Zn</sub>: taxa de carregamento de nitrogênio total Kjeldahl, fósforo, potássio, sódio, cobre e zinco com base na área superficial dos SACs; SAC<sub>1</sub>: controle (não cultivado); SAC<sub>2</sub>: cultivado com taboa; e SAC<sub>3</sub>: cultivado com capim tifton-85.

**Tabela 2 - Valores médios e desvio padrão de condutividade elétrica (CE), pH e potencial de oxirredução (Eh) afluente e efluente dos SACs.**

	CE (dS m <sup>-1</sup> ) <sup>(12)</sup>	pH <sup>(12)</sup>	Eh (mV) <sup>(12)</sup>
Afluente	4,30±0,41	7,68±0,33	-214±86
SAC <sub>1</sub>	3,49±0,61a	7,99±0,12a	26±84a
SAC <sub>2</sub>	3,65±0,74b	7,92±0,09b	-27±78b
SAC <sub>3</sub>	3,57±0,71ab	7,91±0,11b	-2±68ab

<sup>(12)</sup>Número de amostras consideradas para o cálculo da média; médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey; SAC<sub>1</sub>: controle (não cultivado); SAC<sub>2</sub>: cultivado com taboa; e SAC<sub>3</sub>: cultivado com capim tifton-85.

que varia de 6 a 9 (METCALF & EDDY, INC., 2003). Para melhor desempenho de espécies vegetais em relação à absorção de nutrientes, os valores de pH devem estar próximos aos da neutralidade (BRIX; DYHR-JENSEN; LORENZEN, 2002).

Os valores médios de Eh nos efluentes foram maiores (mais positivos) que os obtidos no afluente, indicando a presença de oxigênio nos SACs. O Eh do SAC colonizado pelo capim tifton-85 (SAC<sub>3</sub>) foi superior ao obtido no cultivado com taboa (SAC<sub>2</sub>), no entanto não se verificou diferença estatística ( $p > 0,05$ ) entre as espécies. Matos, Freitas & Lo Monaco (2010), ao avaliarem o Eh em SACs cultivados com taboa, alternanthera e capim tifton-85, utilizados no tratamento de ARS, perceberam que a espécie de planta não influenciou na condição redox do meio, embora a taboa tenha proporcionado, quando cultivada sozinha, aumento mais rápido no valor de Eh na água residuária em tratamento. As concentrações efluentes dos SACs variaram de 53 a 226 mV durante o período experimental.

No SAC<sub>1</sub> (não vegetado), os valores de Eh foram maiores que os medidos no efluente do SAC<sub>2</sub> e SAC<sub>3</sub>, contrariando os resultados esperados, visto que os SACs vegetados, por influência das plantas, deveriam ter proporcionado valores positivos dessa variável, resultando em condições mais aeróbias ao meio (McBRIDE & TANNER, 2000), apesar de Jespersen, Sorrell e Brix (1998) terem verificado que o que mais influenciou no valor de Eh de ambientes alagados não foi o cultivo da taboa, mas a concentração de carbono no meio.

Matos, Freitas e Lo Monaco (2010) notaram que no SAC controle (não cultivado), o valor de Eh foi positivo e semelhante aos valores encontrados nos SACs cultivados, fato justificado pelos autores pelo maior aporte de matéria orgânica no meio em função da decomposição das raízes quando da ocorrência dos cortes das plantas nos SACs cultivados. Esse fator reduziu os valores de Eh dos SACs cultivados.

A expectativa de valores positivos, incluindo valores acima de 100 mV (condições aeróbias), no meio cultivado com a taboa decorre do seu ativo mecanismo de aeração da rizosfera (MATOS *et al.*, 2010b). Todavia, aparentemente isso não foi suficiente para que se obtivesse aumento no Eh no SAC vegetado com a taboa, sobretudo pelo reduzido desenvolvimento vegetativo dessa espécie, que mostrou deficiente adaptação às condições do meio de seu cultivo. Entre os sistemas vegetados, apenas aquele cultivado com o capim tifton-85 apresentou desenvolvimento satisfatório das plantas (FIA *et al.*, 2011). Considerando que tanto o sistema radicular do capim tifton-85 como o da taboa é tipo estolonífero e, portanto, mais superficial, não houve favorecimento de maior aprofundamento do oxigênio no meio poroso saturado, o que concorreu para a incipiente elevação nos valores de Eh no meio.

### Remoção de matéria orgânica

Verifica-se na Tabela 3 que, apesar de não haver diferença estatística entre as médias, ocorreu tendência de maior remoção de SST no SAC<sub>1</sub>

quando os resultados foram comparados com os obtidos no SAC<sub>2</sub> e SAC<sub>3</sub>. Em trabalho conduzido por Lee *et al.* (2004), foi observado que 100% da remoção de SST aconteceu por mecanismos físicos, não havendo contribuição das plantas ou de mecanismos microbiológicos. MetCalf e Eddy, Inc. (2003) relataram que os SACs são eficientes na redução de SST, por meio de processos ocorrentes no meio granular: sedimentação nos interstícios, retenção por restrição ao escoamento (filtração) e adesão aos grânulos do material suporte (em razão da ação da força de Van der Waals). No entanto, na rizosfera, pode se dar a formação de caminhos preferenciais que facilitem a passagem de sólidos pelo sistema, o que pode ter ocorrido por conta das menores eficiências apresentadas pelos SACs vegetados (SAC<sub>2</sub> e SAC<sub>3</sub>).

Matos *et al.* (2010b) também obtiveram eficiências médias de remoção de SST pouco superiores para os SACs não cultivados (95%) quando comparadas àquelas para os SACs cultivados com taboa (86%) e tifton-85 (90%). A ARS utilizada por esses autores apresentou, no entanto, concentração média de 1.218 mg L<sup>-1</sup> de SST, e o TDH no SAC era de 4,8 dias. Em relação à remoção de DQO, foram alcançadas eficiências inferiores às obtidas nos SACs empregados por Matos *et al.* (2010b) no tratamento de ARS. Tais autores trabalharam com taxa de carregamento orgânico média de 591 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DQO e TDH de 4,8 dias e obtiveram entre 88 e 90% de remoção, operando os SACs nas condições climáticas de Viçosa (MG).

A título de comparação, a aplicação de taxas de carregamento semelhante (520 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DQO) nos SAC<sub>1</sub>, SAC<sub>2</sub> e SAC<sub>3</sub> proporcionou a obtenção, neste trabalho, de eficiências médias entre 79 e 82%, menores que as obtidas por Matos *et al.* (2010b), mesmo com TDH 2,5 vezes maior.

### Remoção de nitrogênio e fósforo

As eficiências médias e o desvio padrão na remoção de NTK, amônio e fósforo pelos SACs, bem como as concentrações médias afluentes e

**Tabela 3** – Valores médios e desvio padrão dos afluentes e efluentes dos SACs e eficiências médias (%) na remoção e desvio padrão de sólidos suspensos totais (SST), demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), ambas brutas, nos SACs obtidos durante o período de condução do experimento.

Variáveis	SST <sup>(12)</sup>		DQO <sup>(12)</sup>		DBO <sup>(12)</sup>	
	(mg L <sup>-1</sup> )	Rem. (%)	(mg L <sup>-1</sup> )	Rem.(%)	(mg L <sup>-1</sup> )	Rem.(%)
Afluente	953±803	-	2.492±1.705	-	777±519	-
SAC <sub>1</sub>	32±12a	90±12a	318±86a	82±13a	54±29a	88±14a
SAC <sub>2</sub>	52±15a	84±19a	398±116a	79±14b	81±56a	83±20a
SAC <sub>3</sub>	51±19a	86±14a	382±88a	80±13ab	69±43a	86±15a

<sup>(12)</sup>Número de amostras consideradas para o cálculo da média; Rem.: remoção das variáveis tendo 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; SAC<sub>1</sub>: controle (não cultivado); SAC<sub>2</sub>: cultivado com taboa; e SAC<sub>3</sub>: cultivado com capim tifton-85.

efluentes dos SACs das variáveis NTK, amônio, nitrito, nitrato e fósforo, estão descritos na Tabela 4.

Para taxa de carregamento de nitrogênio ( $TC_{NTK}$ ) em torno de  $111 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de NTK, a presença das espécies cultivadas taboa e capim tifton-85 ( $SAC_2$  e  $SAC_3$ ), ou mesmo a ausência delas no  $SAC_1$ , não influenciou ( $p > 0,05$ ) as eficiências de remoção dessa variável, com números que ficaram entre 37 e 40%. A  $TC_{NTK}$  utilizada neste trabalho pode ser considerada alta (Tabela 1), quando comparada aos valores demonstrados na literatura, que variam de 3 a  $40 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de nitrogênio (KUSCHK *et al.*, 2003). As cargas de nitrogênio aplicadas aos SACs e o tipo de escoamento apresentado pelos SACs são os principais fatores de influência na eficiência de remoção desse nutriente, que, de acordo com Vymazal (2007), varia entre 40 e 50%. Ainda segundo esse autor, um sistema alagado de único estágio não pode alcançar maiores eficiências na remoção de nitrogênio em razão da sua inabilidade em proporcionar condições anaeróbias e aeróbias em um mesmo ambiente.

Lee *et al.* (2004) reportaram eficiências de remoção de nitrogênio total da ARS entre 10 e 24%, para cargas de nitrogênio entre 69 e  $262 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , sendo as menores eficiências obtidas quando da aplicação das maiores taxas de carregamento. Os autores concluíram que 85% da remoção do nitrogênio total ocorreu por mecanismos puramente físicos, 12% por mecanismos microbiológicos (5% assimilação e 7% nitrificação e desnitrificação), e apenas 2% por extração pelas plantas (*Eichhornia crassipes*). Afirmaram que a participação dos microrganismos acontece, principalmente, na conversão do amônio em nitrito e, depois, em nitrato. O fato de a maior parte da remoção de nitrogênio se dar por mecanismos físicos e microbiológicos confirma a tendência dos dados obtidos aqui; não se verificaram diferenças entre os sistemas vegetados e aquele não vegetado e que recebeu mesma taxa de carregamento de nitrogênio.

Amorim *et al.* (2015), ao avaliar um reator anaeróbio seguido de um SAC de escoamento subsuperficial horizontal cultivado com capim tifton-85, no tratamento da água residuária da suinocultura, também observaram baixa eficiência na remoção de NTK pelo SAC. As eficiências de remoção variaram entre 17 e 24% para  $TC_{NTK}$  e entre 120

e  $464 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de NTK. Os autores também não acharam diferença estatística na eficiência com o aumento da carga de nitrogênio aplicada.

Acredita-se também que, por conta das elevadas cargas orgânicas aplicadas no presente trabalho, as quais provavelmente reduziram a disponibilidade de oxigênio no meio, a maior parte do nitrogênio se apresentou na forma de amônio, e não de nitrato (Tabela 4). Dessa maneira, o processo de nitrificação e desnitrificação não ocorreu em termos significativos, de modo a contribuir efetivamente para a remoção de nitrogênio do sistema. Para Hunt *et al.* (2002), a principal razão das pequenas remoções de nitrogênio em SACs é a nitrificação incompleta do efluente, em função da baixa disponibilidade de oxigênio no meio.

As eficiências na remoção de  $N-NH_4^+$  foram semelhantes entre  $SAC_1$ ,  $SAC_2$  e  $SAC_3$ , embora menores que aquelas obtidas por González *et al.* (2009), que, ao empregarem SACs no tratamento da ARS, verificaram que SACs vegetados produziram efluentes com concentração entre 2 e 5% menores que os não vegetados em termos de amônio, e, de forma geral, as eficiências variaram entre 50 e 75%.

As eficiências de remoção de P obtidas neste trabalho podem ser consideradas altas, o que contraria Vymazal (2007), que afirmou ser baixa a remoção de P em SACs, a menos que substratos especiais com elevada capacidade de adsorção sejam utilizados juntamente com ele ou como meio suporte. Ainda segundo o autor, a remoção de fósforo total varia entre 40 e 60% entre todos os tipos de sistemas alagados e, semelhante ao que ocorre com o nitrogênio, é dependente das cargas aplicadas e da maneira de escoamento da água residuária no sistema.

Em trabalhos encontrados na literatura e citados por Gottschall *et al.* (2007), relata-se que no tratamento de águas residuárias agroindustriais, sobretudo naquelas originadas de suinoculturas e bovinoculturas, os SACs conseguem remover entre 35 e 96% do P adicionado ao sistema, dependendo do aporte de P e do tempo de operação do sistema. Além disso, geralmente maiores remoções estão relacionadas às menores cargas aplicadas.

DeBusk *et al.* (2004) obtiveram 46% de eficiência na remoção de P em um sistema alagado com TDH de 0,8 dias, entretanto a carga de P aplicada foi de  $7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  (correspondendo a  $0,02 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ). Matos *et al.* (2010b) alcançaram remoções de 33 a 55% no tratamento

**Tabela 4** - Valores médios e desvio padrão da concentração afluente e efluente de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), amônio ( $N-NH_4^+$ ), nitrito ( $N-NO_2^-$ ), nitrato ( $N-NO_3^-$ ) e fósforo (P) dos SACs e eficiências médias (%) de remoção de NTK,  $N-NH_4^+$  e P nos SACs, obtidas durante o período de condução do experimento.

Variáveis	NTK <sup>(12)</sup>		$N-NH_4^+$ <sup>(11)</sup>		$N-NO_2^-$ <sup>(12)</sup>	$N-NO_3^-$ <sup>(12)</sup>	P <sup>(12)</sup>	
	(mg L <sup>-1</sup> )	Rem.(%)	(mg L <sup>-1</sup> )	Rem.(%)	( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	(mg L <sup>-1</sup> )	(mg L <sup>-1</sup> )	Rem.(%)
Afluente	530±93	-	304±96	-	0,032±0,035	0,84±0,27	161±119	-
$SAC_1$	340±103a	38±05a	167±80a	41±29a	0,048±0,052a	1,00±1,01a	29±14a	78±15a
$SAC_2$	354±106a	37±04a	197±80a	33±19a	0,028±0,022a	0,52±0,22a	34±17a	74±17a
$SAC_3$	343±105a	40±04a	191±84a	39±15a	0,035±0,031a	0,49±0,22a	37±15a	73±15a

<sup>(11)</sup>Número de amostras consideradas para o cálculo da média; Rem: remoção de NTK,  $N-NH_4^+$  e P tendo 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;  $SAC_1$ : controle (não cultivado);  $SAC_2$ : cultivado com taboa; e  $SAC_3$ : cultivado com capim tifton-85.

de água residuária da suinocultura em SACs cultivados com taboa e capim tifton-85, sob taxa de aplicação média de 22 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> de P e TDH de 4,8 dias. Amorim *et al.* (2015), mesmo trabalhando com taxas de carregamento de P superiores às avaliadas neste trabalho — entre 13 e 240 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> — obtiveram baixa eficiência na remoção de P, que variou entre 20 e 30%. Lee *et al.* (2004) também verificaram menores eficiências na remoção de P (47 a 59%) que as obtidas aqui.

Sousa *et al.* (2004), avaliando durante três anos o desempenho de três SACs utilizados no tratamento de esgoto doméstico, observaram que a máxima eficiência de remoção de P ocorreu no primeiro ano de operação, alcançando o valor de 86%, decaindo substancialmente nos anos seguintes, até atingir baixas eficiências no terceiro ano. Os autores justificam que o fato de o pH nos *wetlands* ter ficado entre 7,0 e 7,5 favoreceu a precipitação química de P associado a compostos de cálcio, o que pode estar vinculado às maiores eficiências obtidas no primeiro ano, no entanto acreditam que o aumento no tempo de operação fez com que o sistema se tornasse saturado de compostos de P, o que, por conseguinte, resultou na redução da eficiência de remoção. Provavelmente, essa diminuição deve-se à saturação do substrato (areia lavável) com compostos de P precipitados.

Portanto, neste trabalho, 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 P, favorecidas principalmente pelos maiores valores de pH apresentados pela ARS. Ao longo do tempo, a capacidade do sistema de adsorver P pode ser reduzida, porém a manutenção dos valores mais elevados do pH da ARS talvez favoreça a precipitação desse elemento, e cortes frequentes na vegetação podem permitir que parte da eficiência do sistema seja mantida.

Outro fator que pode ter contribuído para as maiores eficiências na remoção de P foi a remoção acentuada de sólidos em suspensão nos SACs, removendo assim o P adsorvido ou complexado no material em suspensão.

## Remoção de potássio, sódio, cálcio e magnésio

Verifica-se na Tabela 5 que não houve diferença significativa na remoção de potássio entre os SACs vegetados (SAC<sub>2</sub> e SAC<sub>3</sub>) e não vegetados (SAC<sub>1</sub>), diferentemente do que foi observado por Matos *et al.* (2010a), que

constatarem influência positiva do capim tifton-85 na remoção de potássio nos SACs, que receberam as menores taxas de carregamento orgânico de efluentes de laticínios. Esses autores observaram a mesma tendência em relação ao sódio, entretanto não aconteceu diferença estatística entre os resultados.

Conforme os resultados apresentados na Tabela 5, nota-se que houve redução nas concentrações de cálcio e magnésio afluente aos SACs. Como o cálcio e o magnésio são elementos essenciais às plantas, podendo ser diretamente absorvidos pelas culturas, poderia se esperar maior remoção de ambos nos SACs vegetados do que nos não vegetados, entretanto a diferença entre os SACs vegetados e não vegetados foi pequena. Cálcio e magnésio podem formar compostos insolúveis com o fosfato. A precipitação de fosfato de cálcio ocorre sob valores de pH neutro a alcalinos (METCALF e EDDY, INC., 2003). Estudos anteriores têm mostrado que materiais ricos em cálcio podem remover efetivamente o elemento fósforo e substâncias tóxicas das águas residuárias, tanto pela adsorção, quando o material é utilizado como material suporte, quanto pela precipitação de formas químicas estáveis de fosfato (DeBUSK *et al.*, 2004; TANAKA *et al.*, 2007; KAASIK *et al.*, 2008).

Segundo Uludag-Demirer *et al.* (2008), em razão das elevadas concentrações de ortofosfatos, amônio e magnésio solúveis nos dejetos animais pré-tratados em sistemas anaeróbios, é elevado o potencial de formação de precipitados denominados de fosfato de amônio e magnésio (NH<sub>4</sub>MgPO<sub>4</sub>·6H<sub>2</sub>O) ou estruvita. Tanaka *et al.* (2007) verificaram que, associada à redução nas concentrações de fosfato, foi encontrada redução nas concentrações de magnésio e amônio, o que indicou possível formação de minerais cristalinos com PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, Mg<sup>2+</sup> e NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, sob condições alcalinas. Essa reação também pode ter ocorrido nos SACs operados neste experimento e contribuído para a formação da estruvita, reduzindo as concentrações de P, magnésio e amônio efluentes dos SACs. Por conta da elevação da temperatura do ar no interior da casa de vegetação, onde estava instalado o experimento, viu-se a formação de precipitados no sistema de alimentação dos SACs, suspeitando-se tratar de fosfato de cálcio e magnésio, além de estruvita.

## Remoção de cobre e zinco

Verifica-se na Tabela 6 que não houve diferença significativa (p>0,05) das médias de remoção de Cu e Zn entre os SACs avaliados.

**Tabela 5** – Valores médios e desvio padrão da concentração afluente e efluente e eficiências médias (%) na remoção de potássio (K), sódio (Na), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) obtidos durante o período de condução do experimento.

Variáveis	K <sup>(10)</sup>		Na <sup>(10)</sup>		Ca <sup>(8)</sup>		Mg <sup>(8)</sup>	
	(mg L <sup>-1</sup> )	Rem. (%)	(mg L <sup>-1</sup> )	Rem. (%)	(mg L <sup>-1</sup> )	Rem. (%)	(mg L <sup>-1</sup> )	Rem. (%)
Afluente	137±116	-	79±55	-	38±14	-	16,7±5,8	-
SAC <sub>1</sub>	103±70a	27±16a	73±47a	16±12a	18±18a	63±31a	5,4±1,3a	70±8a
SAC <sub>2</sub>	104±66a	27±17a	66±43a	24±23a	22±16a	52±30a	6,0±1,4a	68±8ab
SAC <sub>3</sub>	105±66a	27±17a	67±40a	20±19a	27±15a	43±25a	6,6±1,7a	67±10b

<sup>(10)</sup>Número de amostras consideradas para o cálculo da média; Rem: remoção de K, Na, Ca e Mg tendo 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; SAC<sub>1</sub>: controle (não cultivado); SAC<sub>2</sub>: cultivado com taboa; e SAC<sub>3</sub>: cultivado com capim tifton-85.

Matos *et al.* (2010b) observaram tendência em obter maiores eficiências na remoção de Cu no SAC cultivado com capim tifton-85 (90%), principalmente quando comparadas às encontradas no SAC não cultivado (17%). Em relação às remoções de Zn, diferentemente do que foi visto neste trabalho, Matos *et al.* (2010b) obtiveram, em todos os SACs, eficiências superiores a 88%, mesmo aplicando taxas de carregamento (250 e 1.580 g ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de Cu e Zn, nessa ordem) superiores às aplicadas aqui, que variaram entre 17 e 65 g ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de Cu e 140 e 520 g ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de Zn.

Os maiores valores de pH observados nos SACs podem ter favorecido a precipitação do Zn e do Cu, já que esses cátions ficam menos solúveis em condições de pH maior que 5,5 (LAMIM *et al.*, 2001). Ainda segundo Lamim *et al.* (2001), em condições anaeróbias e na presença de sulfetos, o Cu pode formar complexos com muitos ligantes orgânicos e inorgânicos e, dessa maneira, ter sua mobilidade reduzida. A adsorção do metal é, no entanto, a reação dominante, devendo ocorrer mais rapidamente em valores de pH próximos a 6. Em pH mais elevado (pH=8,0), pode acontecer precipitação de Cu na forma de sais diversos. O Cu é adsorvido mais fortemente que outros cátions divalentes, sendo essa ligação menos influenciada por mudanças no pH que no caso de outros metais. Em ambientes com pH entre 5 e 6, a adsorção é o principal processo de remoção do Cu da água residuária; acima desse valor, a precipitação é o processo dominante (LAMIM *et al.*, 2001).

Neste trabalho, crê-se que o fator que mais contribuiu para a remoção desses micronutrientes tenha sido a sedimentação juntamente com a retenção do material orgânico em suspensão (SST).

Os dados obtidos neste trabalho corroboram aqueles citados por Brix (1994) e Mara (2004), que disseram que o cultivo das espécies vegetais pouco influencia na remoção de poluentes das águas residuárias tratadas em SACs cultivados. Todavia, acredita-se que a baixa produtividade exibida pelos vegetais foi um fator que muito interferiu para que não houvesse diferença significativa na remoção de nutrientes, entre os SACs cultivados e o não cultivado.

**Tabela 6** - Valores médios e desvio padrão das concentrações afluentes e efluentes de cobre (Cu) e zinco (Zn) e eficiências médias de remoção (%) desses nutrientes, obtidos durante o período de operação dos SACs.

Variáveis	Cu <sup>o)</sup>		Zn <sup>o)</sup>	
	(µg L <sup>-1</sup> )	Rem. (%)	(µg L <sup>-1</sup> )	Rem. (%)
Afluente	94,0±70,1	-	750±559	-
SAC <sub>1</sub>	3,0±8,5a	93±20a	ND	100±00a
SAC <sub>2</sub>	1,5±3,5a	97±08a	52±81a	84±37a
SAC <sub>3</sub>	1,8±4,9a	96±11a	81±167b	83±37a

<sup>o)</sup>Número de amostras consideradas para o cálculo da média; Rem.: remoção de Cu e Zn tendo como base o balanço de massa realizado; ND: não detectado; médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey; SAC<sub>1</sub>: controle (não cultivado); SAC<sub>2</sub>: cultivado com taboa; e SAC<sub>3</sub>: cultivado com capim tifton-85.

A produtividade média de matéria seca foliar obtida para a taboa e para o capim tifton-85 durante o período experimental foi de 1,65 e 5,13 Mg ha<sup>-1</sup> (FIA *et al.*, 2011), respectivamente. Matos, Freitas e Lo Monaco (2009) alcançaram produtividades médias de matéria seca de 22 e 28 Mg ha<sup>-1</sup> de taboa e capim tifton-85, respectivamente, quando cultivados por períodos entre 60 e 90 dias em SACs utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. Brasil, Matos e Soares (2007) obtiveram produtividade pouco superior a 7 Mg ha<sup>-1</sup> de matéria seca de taboa cultivada em SACs usados no tratamento de esgoto doméstico, sendo o período de cultivo, antes da realização do corte, de 226 dias. Além disso, pensa-se que as maiores taxas tanto de carga orgânica quanto de nutrientes observadas no presente trabalho tenham afetado o desenvolvimento satisfatório dos vegetais. Como as plantas têm limitada capacidade de remoção de nutrientes, o grande aporte pode também explicar a não significância da absorção na eficiência global do sistema.

Mesmo diante dos resultados, os autores deste trabalho, assim como Brix (1994), recomendam o cultivo em SACs, tendo em vista os diversos benefícios proporcionados pelos vegetais. As macrófitas apresentam várias propriedades intrínsecas que as tornam um componente indispensável nos leitos cultivados, e suas funções mais importantes consistem nos efeitos físicos proporcionados ao tratamento (BRIX, 1997). Acredita-se que o cultivo de plantas passa a ser relevante também no que se refere à diminuição dos efeitos negativos do entupimento dos poros do meio suporte, mantendo por mais tempo o escoamento da água sem grandes impedimentos, como verificaram Hua *et al.* (2014) e Matos *et al.* (2015).

## CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos, pode-se concluir:

- verificou-se diferença estatística (p<0,05) entre os SACs avaliados quanto à remoção de matéria orgânica na forma de DQO, e as eficiências médias de remoção de SST, DBO e DQO ficaram entre 84 e 90%, 83 e 88% e 79 e 82%, respectivamente;
- a presença de plantas e a espécie cultivada não tiveram nos SACs influência considerável na remoção de matéria orgânica, de macronutrientes (à exceção de Mg) nem de micronutrientes da ARS (p>0,05). A baixa produtividade das plantas e a alta carga aplicada foram, no entanto, fatores de interferência nos resultados;
- as variações das eficiências de remoção das diversas variáveis estudadas foram: 37 e 40% para NTK, 33 e 41% para N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, 73 e 78% para P, 27% para K, 16 e 24% para Na, 43 e 63% para Ca, 67 e 70% para Mg, 93 e 97% para Cu e 83 e 100% para Zn;
- as concentrações efluentes de nitrito e nitrato no SAC não cultivado foram entre uma vez e meia e duas vezes maiores que as concentrações obtidas nos SACs cultivados.

## REFERÊNCIAS

- AMORIM, F.; FIA, R.; SILVA, J.R.M.; CHAVES, C.F.M.; PASQUALIN, P.P. (2015). Unidades combinadas RAFA-SAC para tratamento de água residuária de suinocultura: Parte II Nutrientes. *Engenharia Agrícola*, v. 35, n. 5, p. 931-940. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v35n5p931-940/2015>
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AWWA - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WEF - WATER ENVIRONMENT FEDERATION. (2012). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 22. ed. Washington, D.C.: APHA/AWWA/WEF.
- BIAŁOWIEC, A.; JANCZUKOWICZ, W.; RANDERSON, P.F. (2011). Nitrogen removal from wastewater in vertical flow constructed wetlands containing LWA/gravel layers and reed vegetation. *Ecological Engineering*, v. 37, n. 6, p. 897-902. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2011.01.013
- BRASIL, M.S.; MATOS, A.T.; SOARES, A.A. (2007). Plantio e desempenho fenológico da taboa (*Typha* sp.) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 12, n. 3, p. 266-272. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522007000300006>
- BRIX, H. (1994). Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science and Technology*, v. 29, n. 4, p. 71-78.
- BRIX, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science and Technology*, v. 35, n. 5, p. 11-17. DOI: 10.1016/S0273-1223(97)00047-4.
- BRIX, H.; DYHR-JENSEN, K.; LORENZEN, B. (2002). Root-zone acidity and nitrogen source affects *Typha latifolia* L. growth and uptake kinetics of ammonium and nitrate. *Journal of Experimental Botany*, v. 53, n. 379, p. 2441-2450. DOI: 10.1093/jxb/erf106
- CHAGAS, R.C.; MATOS, A.T.; CECON, P.R.; LO MONACO, P.A.V.; FRANÇA, L.G.F. (2011). Cinética de remoção de matéria orgânica em sistemas alagados construídos cultivados com lírio amarelo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 15, n. 11, p. 1186-1192. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662011001100012>
- COSTA, J.F.; MARTINS, W.L.P.; SEIDL, M.; VON SPERLING, M. (2015). Role of vegetation (*Typha latifolia*) on nutrient removal in a horizontal subsurface-flow constructed wetland treating UASB reactor-trickling filter effluent. *Water Science and Technology*, v. 71, n. 7, p. 1004-1010. DOI: 10.2166/wst.2015.055
- DALLAS, S.; HO, G. (2005). Subsurface flow reedbeds using alternative media for the treatment of domestic greywater in Monteverde, Costa Rica, Central America. *Water Science and Technology*, v. 51, n. 10, p. 119-28.
- 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. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2004.06.009
- FIA, F.R.L.; MATOS, A.T.; FIA, R.; LAMBERT, T.F.; MATOS, M.P. (2011). Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. *Ambi-Agua*, v. 6, n. 1, p. 77-89. DOI: 10.4136/1980-993X
- FIA, R.; MATOS, A.T.; FERREIRA, P.A.; TEODORO, P.E.P.; SCHUERY, F.C.; LUIZ, F.A.R. (2008). Desempenho agrônômico da *Typha* sp. e *Alternanthera philoxeroides* Mart. utilizadas no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro em sistema alagado construído. *Engenharia na Agricultura*, v. 16, n. 4, p. 436-448.
- GONZÁLEZ, F.T.; 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.
- GOTTSCHALL, N.; BOUTIN, C.; CROLLA, B.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. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2006.06.004
- HUA, G.F.; ZHAO, Z.W.; KONG, J.; GUO, R.; ZENG, Y.T.; ZHAO, L.F.; ZHU, Q.D. (2014). Effects of plant roots on the hydraulic performance during the clogging process in mesocosm vertical flow constructed wetlands. *Environmental Science and Pollution Research International*, v. 21, n. 22, p. 13017-13026. DOI: 10.1007/s11356-014-3249-1
- HUNT, P.G.; SZOGI, A.A.; HUMENIK, F.J.; RICE, J.M.; MATHENY, T.A.; STONE, K.C. (2002). Constructed wetlands for treatment of swine wastewater from an anaerobic lagoon. *Transactions of the ASAE*, v. 45, n. 3, p. 639-647.
- JESPERSEN, D.N.; SORRELL, B.K.; BRIX, H. (1998). Growth and root oxygen release by *Typha latifolia* and its effects on sediment methanogenesis. *Aquatic Botany*, v. 61, n. 3, p. 165-180.
- KAASIK, A.; VOHLA, C.; MÖTLEP, R.; MANDER, U.; KIRSIMÄE, K. (2008). Hydrated calcareous oil-shale ash as potential filter media for phosphorus removal in constructed wetlands. *Water Research*, v. 42, n. 4-5, p. 1315-1323. DOI: 10.1016/j.watres.2007.10.002
- KADLEC, R.H.; WALLACE, R.D. (2009). *Treatment wetlands*. 2. ed. Florida: CRC Press. 1016p.
- KEMPERS, A.J.; ZWEERS, A. (1986). Ammonium determination in soil extracts by the salicylate methods. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v. 17, n. 7, p. 715-723. DOI: 10.1080/00103628609367745
- KUSCHK, P.; WIESSNER, A.; KAPPELMEYER, U.; WEI BRODT, E.; KÄSTNER, M.; STOTTMEISTER, U. (2003). Annual cycle of nitrogen removal by a pilot-scale subsurface horizontal flow in a constructed wetland under moderate climate. *Water Research*, v. 37, n. 17, p. 4236-4242.



- LAMIM, A.P.B.; JORDÃO, C.P.; PEREIRA, J.L.; BELLATO, C.R. (2001). Caracterização química e física de turfa litorânea e avaliação da adsorção competitiva por cobre e zinco. *Química Nova*, v. 24, n. 1, p. 18-23. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422001000100005>
- 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. DOI: [10.1016/j.biortech.2003.08.012](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2003.08.012)
- MARA, D. (2004). To plant or not to plant? Questions on the role of plants in constructed wetlands. In: International Conference on Waste Stabilisation Ponds, 6., and International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 9., 2004. *Proceedings/Avignon, France: IWA/Astee*. CD-ROM.
- MATOS, A.T.; ABRAHÃO, S.S.; BORGES, A.C.; MATOS, M.P. (2010a). Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 15, n. 1, p. 83-92.
- MATOS, A.T.; FREITAS, W.S.; BORGES, A.C. (2011). Estudo cinético da remoção de matéria orgânica de águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados construídos cultivados com diferentes espécies de vegetais. *Engenharia Agrícola*, v. 31, n. 6, p. 1179-1180. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162011000600015>
- MATOS, A.T.; FREITAS, W.S.; BRASIL, M.S.; BORGES, A.C. (2010b). Influência da espécie vegetal cultivada nas condições redox de sistemas alagados construídos. *Engenharia Agrícola*, v. 30, n. 3, p. 518-526.
- MATOS, A.T.; FREITAS, W.S.; LO MONACO, P.A.V. (2009). Capacidade extratora de diferentes espécies vegetais cultivadas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. *Revista Ambiente e Água*, v. 4, n. 2, p. 31-45. DOI: [10.4136/ambi-agua.84](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.84)
- 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. *Revista Ambiente e Água*, v. 5, n. 2, p. 119-132. DOI: [10.4136/ambi-agua.142](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.142)
- MATOS, M.P.; VON SPERLING, M.; MATOS, A.T.; PASSOS, R.G. (2015). Uso de traçador salino para avaliação da colmatção e das condições hidrodinâmicas em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial. *Engenharia Agrícola*, v. 35, n. 6, p. 1137-1148. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v35n6p1137-1148/2015>
- MAZZOLA, M.; ROSTON, D.M.; VALENTIM, M.A.A. (2005). Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbico compartimentado. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 9, n. 2, p. 276-283. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662005000200020>
- McBRIDE, G.B.; TANNER, C.C. (2000). Modeling biofilm nitrogen transformations in constructed wetland mesocosms with fluctuating water levels. *Ecological Engineering*, v. 14, n. 1-2, p. 93-106.
- MESQUITA, M.C.; ALBUQUERQUE, A.; AMARAL, L.; NOGUEIRA, R. (2013). Effect of vegetation on the performance of horizontal subsurface flow constructed wetlands with lightweight expanded clay aggregates. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 10, n. 3, p. 433-442. DOI: [10.1007/s13762-012-0119-6](https://doi.org/10.1007/s13762-012-0119-6)
- METCALF & EDDY, Inc. (2003). *Wastewater engineering: treatment and reuse*. 4. ed. New York: McGraw-Hill. 1819p.
- REDDY, K.R.; DELAUNE, R.D. (2008). *Biogeochemistry of wetlands: science and applications*. Florida: CRC Press. 774p.
- RIBEIRO JR., J.I. (2001). *Análises estatísticas no SAEG*. Viçosa: UFV. 301p.
- ROSSMANN, M.; MATOS, A.T.; ABREU, E.C.; SILVA, F.F.E.; BORGES, A.C. (2012). Performance of constructed wetlands in the treatment of aerated coffee processing wastewater: removal of nutrients and phenolic compounds. *Ecological Engineering*, v. 49, p. 264-269.
- SEZERINO, P.H.; REGINATTO, V.; SANTOS, M.A.; KAYSER, K.; KUNST, S.; PHILIPPI, L.S.; SOARES, H.M. (2003). Nutrient removal from piggery effluent using vertical flow constructed wetlands in southern Brazil. *Water Science and Technology*, v. 48, n. 2, p. 129-135.
- SHELEF, O.; GROSS, A.; RACHMILEVITCH, S. (2013). Role of plants in a constructed wetland: current and new perspectives. *Water*, v. 5, n. 2, p. 405-419. DOI: [10.3390/w5020405](https://doi.org/10.3390/w5020405)
- SOUSA, J.T.; VAN HAANDEL, A.C.; COSENTINO, P.R.S.; GUIMARÃES, A.V.A. (2000). Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas "wetlands" construídos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 4, n. 1, p. 87-91. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662000000100016>
- SOUSA, J.T.; VAN HAANDEL, A.C.; LIMA, E.P.C.; HENRIQUE, I.N. (2004). Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 9, n. 4, p. 285-290.
- 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. DOI: [10.1016/j.biortech.2006.03.015](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.03.015)
- ULUDAG-DEMIRER, S.; DEMIRER, G.N.; FREAR, C.; CHEN, S. (2008). Anaerobic digestion of dairy manure with enhanced ammonia removal. *Journal of Environmental Management*, v. 86, n. 1, p. 193-200. DOI: [10.1016/j.jenvman.2006.12.002](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.12.002)
- VYMAZAL, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, v. 380, n. 1-3, p. 48-65. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2006.09.014](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014)
- WANG, Z.; LIU, C.; LIAO, J.; LIU, L.; LIU, Y.; HUANG, X. (2014). Nitrogen removal and N<sub>2</sub>O emission in subsurface vertical flow constructed wetland treating swine wastewater: effect of shunt ratio. *Ecological Engineering*, v. 73, p. 446-453. DOI: [10.1016/j.ecoleng.2014.09.109](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.109)
- YANG, J.E.; SKOGLEY, E.O.; SCHASS, P.E.; KIM, J.J. (1998). A simple spectrophotometric determination of nitrate in water, resin and extracts. *Soil Science Society of America Journal*, v. 62, n. 4, p. 1108-1115.