

TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS CULTIVADOS COM LÍRIO-AMARELO

RENATA C. C. PRATA¹, ANTONIO T. DE MATOS², PAULO R. CECON³, PAOLA A. V. LO MONACO⁴, LEONARDO A. PIMENTA⁵

RESUMO: Neste artigo, avaliou-se a eficiência de quatro sistemas alagados construídos (SACs) no tratamento de esgoto sanitário após ser submetido a tratamento preliminar e, no caso de alguns SACs, a tratamento primário (tanque séptico). Os SACs foram cultivados com lírio-amarelo (*Hemerocallis flava*), tendo a brita #0 como meio suporte, e submetidos às taxas de carregamento orgânico (TCO) de esgoto sanitário, em termos de DBO ($\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$), de 44; 98; 230 e 395 $\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$ e tempos de detenção hidráulica (TDH) de 3,9; 2,0; 1,0 e 0,75 dias, respectivamente. Para avaliar a eficiência dos sistemas, foram realizadas, no afluente e no efluente aos SACs, análises de DBO, DQO, SST, N-total, P-total, K e Na durante 6 meses de funcionamento do sistema. Nos SACs, houve predominância do ambiente anóxico/aeróbio, com remoção de SST, DBO e DQO, suficiente para atender aos padrões de lançamento de efluentes estabelecidos na legislação ambiental do Estado de Minas Gerais.

PALAVRAS-CHAVE: sistemas wetlands, plantas ornamentais, remoção de poluentes, águas residuárias.

SEWAGE TREATMENT IN WETLANDS CULTIVATED WITH YELLOW LILY

ABSTRACT: In this paper, it was evaluated the efficiency of four constructed wetlands (CWs) in the treatment of sewage after being subjected to preliminary treatment, and for some SACs, primary treatment (septic tank). In CWs planted with yellow lily (*Hemerocallis flava*), since the gravel #0 as the support medium, and submitted to organic loading rates (OLR) of sewage, in terms of BOD ($\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$): 44, 98, 230 and 395 $\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$ and hydraulic detention times (HDT) of 3.9, 2.0, 1.0 and 0.75 days, respectively. To evaluate the efficiency of systems, analysis of BOD, COD, TSS, total-N, total-P, K and Na were performed in the influent and effluent to the SACs for 6 months of operation of the system. In all the CWs there was predominance of the anoxic/aerobic environment, and high efficiencies in the removal of TSS, BOD and COD were obtained, meeting the effluent discharge standards set by the environmental legislation of the Minas Gerais State.

KEYWORDS: wetlands systems, ornamental plants, removal of pollutants, wastewater.

INTRODUÇÃO

Dentre as diversas soluções propostas para o tratamento de águas residuárias com elevada carga de material orgânico, distingue-se sua disposição em Sistemas Alagados Construídos (SACs) ou “*constructed wetlands*”, por serem de baixo custo de implantação e operação.

Os SACs são reservatórios preenchidos com materiais porosos, de alta condutividade hidráulica, geralmente constituídos por brita, que serve de suporte para o cultivo de macrófitas. No meio suporte, desenvolve-se um biofilme entremeado pelas raízes das plantas, o qual favorece a

¹ Engenheira Ambiental, Mestre em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, renataeab@hotmail.com.

² Engenheiro Agrícola, Doutor em Solos e Nutrição de Plantas, Professor Associado do Depto. de Engenharia Agrícola (DEA) da Universidade Federal de Viçosa, atmatos@ufv.br.

³ Agrônomo, Doutor em Estatística, Professor Associado do Depto. de Estatística da Universidade Federal de Viçosa, cecon@ufv.br.

⁴ Engenheira Agrícola, Doutora em Engenharia Agrícola, Professora do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo, Campus Santa Teresa, paolalomonaco2004@yahoo.com.br.

⁵ Bolsista de iniciação científica – FAPEMIG, graduado em Engenharia Agrícola e Ambiental - UFV.

Recebido pelo Conselho Editorial em: 19-11-2010

Aprovado pelo Conselho Editorial em: 8-11-2013

degradação de parte da matéria orgânica em solução, remoção por meio de processos físicos dos sólidos sedimentáveis e sólidos suspensos, ocorrendo a depuração das águas residuárias.

Segundo BRASIL et al. (2005), o tratamento de águas residuárias em SACs vem se mostrando-se eficiente na remoção de matéria orgânica, representada pela DBO, sólidos suspensos totais (SST), fósforo e coliformes termotolerantes de efluente primário de esgoto doméstico.

Por usarem recursos naturais e renováveis, além de apresentarem fácil operação e manutenção, estes sistemas passaram a ser indicados para utilização em regiões carentes de saneamento básico, adequando-se às condições de países de clima tropical, como é o caso do Brasil (BRASIL et al., 2005). Em vista de sua simplicidade conceitual, facilidade de construção, baixo consumo de energia e incorporação harmônica à paisagem, os SACs podem ser recomendados no tratamento de diferentes tipos de águas residuárias. Além do esgoto doméstico (BRASIL et al., 2005; 2007a, 2007b; BRASIL & MATOS 2008), os SACs têm sido propostos e utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura (MATOS et al., 2009; 2010a; 2010b; 2010c), de laticínios (MATOS et al., 2008; 2010d), do processamento dos frutos do cafeeiro (FIA et al., 2008; 2010), dentre outras, com possibilidade de uso agrícola do efluente tratado (SANDRI et al., 2006).

Algumas espécies vegetais de interesse comercial, como as plantas ornamentais, têm sido avaliadas no cultivo em SACs, em vista do benefício econômico e paisagístico que podem trazer, como a helicônia (*Heliconia psittacorum*) (KONNERUP et al., 2009), a biri (*Canna generalis*) (KONNERUP et al., 2009), o copo-de-leite (*Zantedeschia aethiopica*) (ZURITA et al., 2008 e 2009), a ave-do-paraíso ou estrelícia (*Strelitzia reginae*), o antúrio (*Anthurium andreaeanum*) e o Agapanto (*Agapanthus africanus*) (ZURITA et al., 2009) e a Íris pseudacorus L. (WANG et al., 2009).

A *Hemerocallis flava* L., vulgarmente conhecida como lírio-amarelo é utilizada em larga escala como planta ornamental que, apesar de não ser uma macrófita aquática, apresenta bom desenvolvimento em solos ricos em matéria orgânica, tem facilidade de se adaptar sob condições diversas do meio, é perene, apresenta bom perfilhamento e, principalmente, possui valor econômico, além de contribuir para a composição paisagística.

A eficiência na remoção de poluentes em SACs depende da taxa de carregamento orgânico (TCO) ou do tempo de detenção da água residuária (GHOSH & GOPAL, 2010). A USEPA (2000) sugere que as TCOs, em termos de DBO em SACs, sejam de 40 a 80 kg ha⁻¹ d⁻¹. Referindo-se ao Tempo de Detenção Hidráulica (TDH), KADLEC & WALACE (2009) sugerem entre 4 e 7 dias. Apesar disso, tendo em vista a necessidade de redução da área necessária e os custos de construção, têm sido avaliadas TCO, maiores ou TDH, menores, notadamente para condições climáticas de países de clima tropical.

Diante do exposto, neste trabalho, objetivou-se avaliar a eficiência de sistemas alagados construídos, cultivados com o lírio-amarelo, e operados com diferentes taxas de carregamento orgânico, no tratamento de esgoto sanitário.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido na Área Experimental de Tratamento de Resíduos Urbanos, do Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa - MG, altitude média de 649 m, latitude 20° 45' 14" S e longitude 42° 52' 53" W. O esgoto sanitário, proveniente do Condomínio Bosque Acamari, recebeu tratamento preliminar incluindo desarenação, caixa de gordura, peneira e tanque de homogeneização. Para proporcionar as TCOs, tal como planejado, os afluentes aos SACs 1, 2 e 3 passaram, ainda, por tratamento primário (tanque séptico retangular de alvenaria, com volume útil de 8,7 m³ e tempo de residência hidráulica de 14 horas). A distribuição do esgoto sanitário nos SACs ocorreu por gravidade.

Os quatro tanques de tratamento do esgoto sanitário (SACs) foram construídos em alvenaria com 1,0 m de largura, 24 m de comprimento e 0,30 m de altura, em relação à base do meio-suporte

que foi a brita # 0, volume de vazios de 48,4% e fundo plano. Os tanques foram impermeabilizados com lona de PVC de 0,5 mm de espessura. Na saída dos SACs, foram instaladas tubulações reguladoras do nível do líquido no meio poroso, que foi mantido em 0,25 m de altura em relação ao fundo dos SACs.

As mudas de lírio-amarelo (*Hemerocallis flava*) foram plantadas nos SACs, obedecendo ao espaçamento de 35 cm entre as plantas, o que proporcionou uma densidade de 5,6 propágulos por metro quadrado. Após o plantio, os leitos dos SACs foram preenchidos até a altura de 0,25 m com água proveniente do Ribeirão São Bartolomeu, para iniciar a adaptação das plantas ao meio-suporte. Quinze dias após o plantio, os SACs foram esgotados, sendo, então, preenchidos com efluente primário de esgoto sanitário (0,25 m de lâmina), assim permanecendo por 60 dias, com a finalidade de adaptação das plantas ao novo meio-suporte e para favorecer a formação do biofilme. Após esse período, o esgoto passou a ser aplicado de forma contínua, nas taxas predefinidas, sendo as análises de monitoramento iniciadas 75 dias após a primeira aplicação contínua do esgoto.

Em todos os SACs, foi mantida 0,25 m de lâmina de esgoto em escoamento no meio-suporte de 0,30 m de altura. Os SACs foram, no entanto, submetidos a distintos tempos de detenção hidráulica (TDH) e qualidade do afluente, sendo o SAC 4 alimentado com efluente de tratamento preliminar (EB), e os SACs 1, 2 e 3, alimentados por efluente do tanque séptico (TS), para se obter as taxas de carregamento orgânico (TCO) estabelecidas para os tratamentos, que foram as seguintes: 44; 98; 230 e 395 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO e TDHs de 3,9; 2,0; 1,0 e 0,75 dias (considerando o volume útil dos SACs), respectivamente, para os SACs 1; 2; 3 e 4. Para garantir os TDHs estabelecidos, foram utilizadas válvulas hidráulicas para o controle das aplicações.

Para a avaliação do desempenho dos SACs, foram realizadas análises de DBO₅ (Demanda Bioquímica de oxigênio), quantificando-se o oxigênio dissolvido pelo método iodométrico (Processo Winkler); DQO (Demanda Química de Oxigênio), utilizando-se do método de oxidação química em refluxo aberto; sólidos suspensos totais (SST), pelo método gravimétrico; nitrogênio total, pelo processo semimicro Kjeldahl; fósforo, por espectrofotometria; sódio e potássio, por fotometria; condutividade elétrica (CE), potencial hidrogeniônico (pH), turbidez e o potencial redox, utilizando-se de condutivímetro, peagâmetro, turbidímetro e potenciômetro de bancada, respectivamente. As análises laboratoriais foram realizadas no Laboratório e Qualidade da Água da UFV, em conformidade com recomendações de APHA et al. (2005).

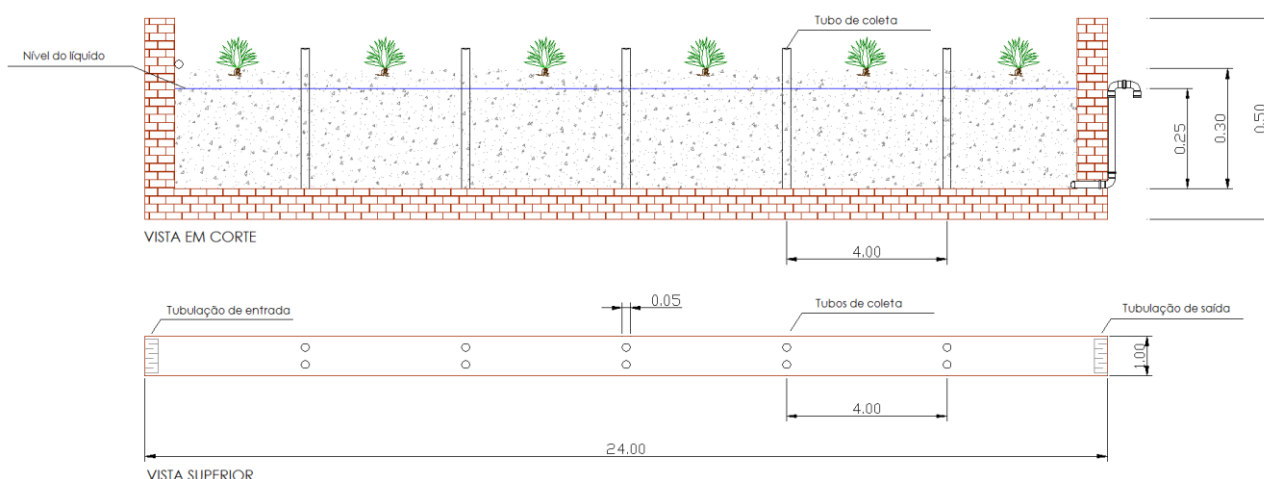


FIGURA 1. Vistas esquemáticas em corte e superior de um dos SACs. **Schematic cross view and superior view of a CW.**

Para as análises de DBO, DQO e SST e concentrações totais de nitrogênio, fósforo, sódio e potássio, foram coletadas amostras no início (0 m) e no final (24 m) de cada SAC. Para a realização das análises de pH, potencial redox, condutividade elétrica e turbidez, foram coletadas amostras no início, no final e em posições intermediárias (4; 8; 12; 16 e 20 m), nos leitos dos SACs, sendo que,

nestas posições, foram realizadas 2 coletas obtidas em tubos de acesso à água residuária, dispostos lado a lado, ao longo do comprimento dos SACs. Na Figura 1, é mostrada uma representação esquemática de um dos SACs, podendo-se observar suas dimensões e o posicionamento dos tubos de coleta.

Os SACs foram alimentados com esgoto sanitário durante 6 meses, sendo as amostras, coletadas num total de 12 ao longo de cada SAC, analisadas quinzenalmente.

As médias dos fatores qualitativos (SACs) foram comparadas, utilizando-se do teste de Tukey, adotando-se o nível de 10% de probabilidade. Na análise dos fatores quantitativos obtidos em amostras coletadas ao longo do comprimento dos SACs, utilizou-se a análise de regressão, por meio do Sistema de Análises Estatísticas e Genética SAEG 9.1 (SAEG, 2007), considerando satisfatório o ajuste que proporcionasse um coeficiente de determinação acima de 70% e significância dos coeficientes das equações de até 10% de probabilidade, pelo teste t. A eficiência média na remoção de poluentes foi calculada com base nas eficiências médias calculadas a partir de concentração afluente e efluente obtidas nas diversas ocasiões em que foram coletadas amostras.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 1, estão apresentadas características físicas, químicas e bioquímicas do esgoto sanitário (afluente) utilizado.

TABELA 1. Características físicas, químicas e bioquímicas médias do afluente dos SACs. **Mean physical, chemical and biochemical characteristics of the affluent liquid in the CWs.**

	TCO* (kg ha ⁻¹ d ⁻¹)	SST	DBO	DQO	N-total	P-total	K	Na
	n**	7	6	8	4	4	4	4
44	Média (mg L ⁻¹)	55,8	263,5	417,6	52,0	7,0	14,9	60,5
	DP*** (mg L ⁻¹)	33,7	162,6	160,2	9,7	1,7	2,2	11,8
	Máximo (mg L ⁻¹)	128,0	448,7	686,0	63,5	8,6	17,3	74,2
	Mínimo (mg L ⁻¹)	26,0	77,1	137,4	40,9	4,7	12,0	45,6
	n**	7	6	8	4	4	4	4
98	Média (mg L ⁻¹)	71,6	278,2	430,6	49,4	8,1	14,1	57,7
	DP*** (mg L ⁻¹)	39,2	148,0	132,2	9,9	1,3	1,4	15,6
	Máximo (mg L ⁻¹)	152,0	450,2	666,4	59,3	9,0	15,1	71,3
	Mínimo (mg L ⁻¹)	29,0	70,1	229,0	39,5	6,2	12,0	43,8
	n**	7	6	8	4	4	4	4
230	Média (mg L ⁻¹)	139,4	336,3	549,6	53,3	8,1	14,3	60,8
	DP*** (mg L ⁻¹)	128,9	148,8	181,4	8,9	2,2	1,2	17,1
	Máximo (mg L ⁻¹)	406,0	496,7	940,8	63,5	11,2	15,1	79,2
	Mínimo (mg L ⁻¹)	27,0	74,1	366,4	45,2	6,4	12,5	43,8
	n**	7	6	8	4	4	4	4
395	Média (mg L ⁻¹)	243,4	447,4	601,9	47,8	7,8	13,7	56,8
	DP*** (mg L ⁻¹)	308,4	86,6	172,5	8,5	2,6	1,1	12,7
	Máximo (mg L ⁻¹)	924,0	577,5	823,2	56,4	10,9	15,4	68,3
	Mínimo (mg L ⁻¹)	57,0	364,3	404,6	39,5	5,2	12,8	43,8

*TCO em termos de DBO; **n: número de amostras; ***DP: desvio-padrão.

Na Tabela 2, estão apresentados os valores médios das eficiências na remoção de SST, nutrientes (N, P e K) e sódio do efluente sanitário, quando aplicado em SACs submetidos a diferentes taxas de carregamento orgânico superficial (TCOs).

TABELA 2. Valores médios de eficiências na remoção de sólidos em suspensão total (SST), nutrientes (N, P e K) e sódio (Na) do efluente sanitário aplicado nos SACs em diferentes taxas de carregamento orgânico (TCOs). **Mean values of efficiencies in the removal of total suspended solids (TSS), nutrients (N, P and K) and sodium (Na) of sanitary effluent applied to CW in different organic loading rates (OLR).**

	TCO* (kg ha ⁻¹ d ⁻¹)	SST	DBO	DQO	N-total	P-total	K	Na
	n**	7	6	8	4	4	4	4
44	Média (%)	72,4a	90,1a	72,1a	52,4a	41,0a	10,9ab	18,2a
	DP*** (%)	27,6	5,6	16,1	14,2	40,1	3,6	13,5
	Máximo (%)	100,0	96,6	88,5	69,6	100,0	14,2	33,3
	Mínimo (%)	20,7	83,5	46,7	37,9	15,4	6,4	5,5
	n**	7	6	8	4	4	4	4
98	Média (%)	74,3a	83,6a	63,7a	24,5b	37,5a	8,4b	21,2a
	DP*** (%)	14,3	6,7	15,9	5,2	20,4	1,4	18,6
	Máximo (%)	94,2	89,3	85,7	32,1	55,8	10,0	47,5
	Mínimo (%)	50,0	71,2	40,0	21,3	14,2	6,5	6,9
	n**	7	6	8	4	4	4	4
230	Média (%)	85,8a	81,1a	72,2a	30,5b	42,3a	6,6b	19,0a
	DP*** (%)	8,4	19,9	9,7	7,6	24,5	2,4	18,4
	Máximo (%)	98,4	98,4	81,3	39,4	77,4	8,4	45,2
	Mínimo (%)	74,1	43,0	53,6	23,3	21,2	3,2	2,3
	n**	7	6	8	4	4	4	4
395	Média (%)	83,8a	90,8a	70,0a	52,0ab	27,9a	16,0a	8,2a
	DP*** (%)	10,8	4,2	10,6	7,7	14,9	4,4	6,5
	Máximo (%)	97,4	96,7	85,7	44,7	43,4	22,5	17,7
	Mínimo (%)	68,9	85,3	50,0	28,6	11,9	12,8	3,4

*TCO em termos de DBO; **n: número de amostras; ***DP: desvio-padrão. As médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem em nível de 10% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

De acordo com os dados apresentados na Tabela 2, observa-se que não houve diferença estatística na eficiência de remoção de SST do esgoto sanitário nos SACs, com o aumento da carga aplicada. De acordo com METCALF & EDDY (2003), os SACs são eficientes na remoção de SST, em decorrência da sedimentação nos interstícios, retenção por restrição ao escoamento (filtração) e adesão aos grânulos do material de suporte (em razão da ação da força de van der Waals). No estudo em tela, verificou-se que a concentração de SST no efluente dos SACs pode ser considerada baixa (15,1 a 21,0 mg L⁻¹) e atende à legislação vigente para lançamento de efluentes em corpos hídricos, que é de 100 mg L⁻¹ (MINAS GERAIS, 2008).

As eficiências alcançadas encontraram-se numa faixa similar às reportadas na literatura. Em revisão sobre SACs de fluxo horizontal, VYMAZAL (2009) indica um valor médio de 68,1% de eficiência na remoção de SST. ZURITA et al. (2009), ao avaliarem a eficiência de SACs no tratamento de esgoto doméstico, operando com TDH de 4 dias, obtiveram remoção de 79,2% de SST em SAC cultivado com copo-de-leite (*Zantedeschia aethiopica*) e 84,7% em SAC misto, cultivado com ave-do-paraíso (*Strelitzia reginae*), antúrio (*Anthurium andreanum*) e agapanto (*Agapanthus africanus*). BOUTILIER et al. (2009) observaram eficiências de remoção de 75,5% de SST em SACs cultivados com taboa (*Typha latifolia*), tratando esgoto doméstico de uma vila, utilizando tempos de detenção hidráulica de 25 dias. Valores mais altos foram reportados por KARATHANASIS et al. (2004), que encontraram eficiência de 90% para a remoção de SST em SACs de fluxo horizontal e subsuperficial, tratando esgoto doméstico (proveniente de residências unifamiliares) cultivados com taboa (*Typha sp.*) e policultura (*Iris pseudacorus* L., *Canna x. generalis* L.H. Bail., *Hemerocallis fulva* L., *Hibiscus moscheutos* L., *Scirpus validus* Vahl. and *Mentha spicata* L.) e 88% para SACs cultivados com *Festuca arundinacea* Schreb.

MATOS et al. (2010d) verificaram que SACs são sistemas suficientemente robustos para receberem maiores cargas orgânicas sem sofrerem grandes alterações na eficiência de remoção de SST. Comparando-se com outros estudos que avaliaram SACs submetidos a elevadas cargas orgânicas, os valores de eficiência de remoção de SST obtidos neste trabalho foram superiores aos obtidos por MATOS et al. (2010d), que obtiveram eficiência de 64,6% em SAC cultivado com capim-tifton-85 e 64,3% em SAC cultivado com capim-elefante, aplicando TCO de $130 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO, no tratamento de água residuária de laticínios. No entanto, foram inferiores às encontradas por MATOS et al. (2010a), que obtiveram eficiências de 85; 93; 90 e 89% na remoção de SST, em SACs cultivados com taboa, alternanthera, tifton e SAC misto (cultivados com taboa, alternanthera e tifton), respectivamente, no tratamento de águas residuárias de suinocultura, com TCO média de $154,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO.

Considerando os padrões de lançamento de DBO (60 mg L^{-1} ou tratamento com eficiência de remoção de DBO em, no mínimo, 60% e média anual igual ou superior a 70% para sistemas de esgotos sanitários) e de DQO (180 mg L^{-1} ou tratamento com eficiência de remoção de DQO em, no mínimo, 55% e média anual igual ou superior a 65% para sistemas de esgotos sanitários), estabelecidos pela legislação ambiental de Minas Gerais, verifica-se que os efluentes de todos os SACs atenderam aos padrões de lançamento, conforme estabelecido na Deliberação Normativa COPAM/CERH-MG (MINAS GERAIS, 2008). A elevada eficiência na remoção de DBO, frente à de DQO, proporcionou elevada relação DQO/DBO no efluente, em todos os SACs (6,1; 6,5; 8,1 e 7,1 nos SACs 1; 2; 3 e 4, respectivamente). Este aumento na relação DQO/DBO indica que os SACs foram mais eficientes na remoção do material biodegradável.

As eficiências observadas na remoção de DBO e DQO também estão na faixa reportada pela literatura, não apresentando dependência em relação à TCO. ZURITA et al. (2009) obtiveram remoções de DQO e DBO de, respectivamente, 75,5% e 76,0% para SACs cultivados com *Zantedeschia aethiopica* e 79,7% e 77,1% para SACs cultivados com cultura mista (*Strelitzia reginae*, *Anthurium andreanum* e *Agapanthus africanus*). Outros valores de eficiências de remoção de DBO encontrados na literatura são: 75,0% (KARATHANANAN et al., 2004 - policultura); 69,8% (BOUTILIER et al., 2009); e 80,7% (VYMAZAL, 2009). Em relação à remoção de DQO, GIKAS e TSIHRINTZIS (2012), indicam eficiência de 47,7% para SACs tratando o efluente de um tanque séptico que recebia esgoto doméstico de duas casas. VYMAZAL et al. (2009) sugerem uma remoção de DQO de 63,2%, em média, para SACs de fluxo horizontal.

No tocante a outros estudos que utilizaram SACs submetidos a altas TCOs, tratando outros tipos de águas residuárias, pode-se citar o trabalho de MATOS et al. (2010d), que aplicaram SACs no tratamento de águas residuárias de laticínios, com tempo de detenção hidráulica de 4,8 dias, e obtiveram eficiência de remoção de DBO variando de 78,5 % a 96,3%, em SACs cultivados com capim-tifton 85 e com TCO de, respectivamente, 66,0 e $320 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Os autores atribuíram o aumento na capacidade do sistema em remover DBO, a despeito do aumento na TCO, ao provável acúmulo de material particulado no sistema, pois este material teria funcionado como filtro, tornando possível maior remoção de DBO particulada. Supõe-se, também, que a intensificação na formação do biofilme no meio-suporte, proporcionado com o aumento nas TCOs, também possa ter aumentado a capacidade do sistema em remover DBO. Em relação à DQO, esse autor obteve remoção média mínima de 84,7% e máxima de 97,1% no SAC cultivado com capim-tifton 85 e submetido a TCO de, respectivamente, 66,0 e $570 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Eficiências semelhantes na remoção de DBO e DQO foram obtidas por MATOS et al. (2010a) no tratamento de água residuária de suinocultura, tendo sido obtidas remoção mínima de DQO de 87%, em SAC cultivados com alternanthera, e máxima de 92%, em SAC misto (cultivado com taboa, alternanthera e capim tifton 85) e mínimo de 84% de remoção de DBO em SACs cultivados com alternanthera e máximo de 88% em SACs misto e no SAC cultivado com tifton.

No SAC 1, que operou com maior TDH (3,9 dias) e menor taxa de aplicação de DBO ($44 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$), foi obtida a maior eficiência média de remoção de N-total (52,4%), embora não tenha sido estatisticamente diferente, em relação ao SAC 4 (0,75 dia de TDH e TCO de $395 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$). A

eficiência obtida no SAC 4 (52,0%) foi maior que a obtida no SAC 2 (24,5%) e no SAC 3 (30,5%), submetidos a TDH de 2 dias e 1 dia, respectivamente. Espera-se que maiores TDHs proporcionem, também, maiores remoções de N-total, tendo em vista que estão associados a menores aportes do nutriente. Além disso, possibilitam a ocorrência de transformações químicas que podem levar à desnitrificação e, principalmente, à perda na forma de gás amônia. De acordo com KADLEC & WALACE (2009), em SACs submetidos a maiores cargas orgânicas e expostos às temperaturas médias de 25 °C e pH próximo a 7,0, a forma predominante no nitrogênio é o NH_4^+ ; sendo que este pode ser removido da solução por meio da troca de cátions com detritos, sedimentos inorgânicos e meio-suporte, e por absorção de plantas. A alta remoção obtida no SAC 4, receptor de esgoto bruto, pode ser atribuída ao maior aporte de material orgânico ao meio, favorecendo a desnitrificação, tendo em vista que há fornecimento suficiente de carbono para proporcionar a ação dos microrganismos associados a essas transformações químicas.

Remoções de 52,4% podem ser consideradas altas em tratamento biológico, principalmente em se tratando de plantas ornamentais, sendo fator positivo na avaliação de SACs, tal como os operados neste trabalho. Os resultados de remoção de N-total, obtidos neste trabalho, foram semelhantes aos obtidos por outros autores, em SACs cultivados com plantas ornamentais. ZURITA et al. (2009) obtiveram remoções de 53,7 e 51,7% de N-total em SACs cultivados com copo-de-leite e em SAC misto, respectivamente, com TDH de 4 dias, e por ZURITA et al. (2008), com remoção de 54,3% em SACs cultivados com copo-de-leite, ambos no tratamento de esgoto doméstico. VYMAZAL (2009) indica remoções médias de N-total de 39,4%.

Os valores obtidos neste trabalho foram, em alguns casos, superiores aos obtidos por diversas macrófitas e até mesmo em forrageiras, plantas que são reconhecidamente extratoras de grande quantidade de nutrientes, quando cultivadas em SACs. BRASIL et al. (2005) obtiveram remoção de 33% de N-total em SACs cultivados com taboa, com TDH de 3,8 dias, no tratamento de esgoto sanitário; MATOS et al. (2010a) obtiveram remoções de 51; 61; 64 e 64% de N-total para a taboa, alternanthera, tifton-85 e SAC misto (cultivados com taboa, alternanthera e tifton-85), respectivamente, no tratamento de água residuária da suinocultura. MATOS et al. (2010d) obtiveram remoções de 51 a 70% e de 14 a 50% de N-total em SACs cultivados com capim-tifton-85 e capim-elefante, respectivamente, no tratamento de águas residuárias de laticínios, com TDH de 4,8 dias. Os mesmos autores, quando aplicaram TCO de 66 $\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$ de DBO, pouco superior à aplicada neste trabalho (44 $\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$), obtiveram remoções de 51 e 14%, respectivamente, quando cultivaram capim-tifton-85 e capim-elefante nos SACs.

As reduções observadas nos valores de P-total foram, de forma geral, próximas àquelas encontradas por outros trabalhos, como, por exemplo: ZURITA et al. (2009), que obtiveram remoção de 44,7% em SACs cultivados com copo-de-leite e 35,8% no SAC misto; BOUTILIER et al. (2009), que observaram eficiência de 50,0%; e GIKAS & TSIHRINTZIS (2012), que reportaram redução de 21,5% no teor de P. Em sua revisão, VYMAZAL (2009) indica uma remoção média de 40,9%. Considerando-se que a remoção de P-total nos sistemas de tratamento tem sido um dos motivos de maior preocupação, por ser fator decisivo para a ocorrência ou não do processo de eutrofização, a utilização de TCOs mais elevadas, como a de 395 $\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$, para a qual foi verificada menor eficiência na remoção de P-total, pode exigir um pós-tratamento para a remoção deste nutriente.

Verificou-se que a maior eficiência na remoção de K foi obtida no SAC 4 (TCO de 395 $\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$), naquele no qual foi aplicada maior TCO. Nos SACs submetidos às TCOs intermediárias (98 e 230 $\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$), foi menor a remoção deste nutriente, o que pode estar associado ao mesmo fator já discutido anteriormente para o nitrogênio, ou seja, os TDH, foram suficientemente baixos para que proporcionassem o aporte de quantidade de K que as plantas não foram capazes de remover, de forma eficiente. Da mesma forma, no caso do SAC 4, acredita-se que as condições do meio tenham sido mais favoráveis ao crescimento das plantas e, conseqüentemente, à remoção do nutriente, em razão da aplicação do efluente bruto. Nesta pesquisa, as taxas de aplicação superficial de potássio foram de 5,4; 9,1; 18,3 e 24,8 $\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$, nos SAC 1; 2; 3 e 4, respectivamente, atingindo eficiências

de remoção entre 6,6 e 16%. BRASIL et al. (2005), ao utilizarem taxas que variaram de 2 a 11 kg ha⁻¹ d⁻¹ de potássio no tratamento de esgoto doméstico, obtiveram eficiências médias de remoção de potássio que variaram de 23 a 52%. No presente trabalho, as baixas eficiências obtidas na remoção de potássio corroboram os resultados obtidos por MATOS et al. (2010d), que também observaram baixa eficiência do sistema na remoção deste nutriente. Entretanto, há de se considerar que existe o efeito da concentração de sais no líquido residente devido ao processo de evapotranspiração nos SACs, tal como indicado por BRASIL & MATOS (2008), GIKAS & TSIHRINTZIS (2012). Quando se trata de um constituinte para o qual o sistema apresenta baixa capacidade de remoção, como é o caso do K, esse efeito pode ser significativo, tornando as eficiências de remoção ainda menores.

Embora não tenha sido verificada diferença significativa entre os tratamentos, nota-se tendência dos SACs receptores de maior TCO de apresentarem menor eficiência na retenção de sódio. A remoção de Na⁺ do esgoto sanitário variou de 8 a 21%; entretanto, assim como ocorreu no processo de remoção/retenção de potássio, houve também o efeito da concentração do líquido residente nos SACs, promovido pelo processo de evapotranspiração. Segundo BRASIL et al. (2005), os fatores que mais contribuem para o insucesso do sistema na remoção de sódio são a grande solubilidade desse elemento químico, a baixa absorção pelas plantas e a baixa associação do cátion com o material orgânico, esse, sim, eficientemente, retido por processos físicos nos SACs. Baixas eficiências na retenção de sódio (4%) foram observadas pelos mesmos autores, em SACs cultivados com taboa no tratamento de esgoto doméstico; eficiências negativas (aumento da concentração) de Na foram reportadas por ABDEL-SHAIFY & DEWEDAR (2012).

Nas Figuras 2a, 2b, 2c e 2d, estão apresentados, respectivamente, os resultados e as estimativas de condutividade elétrica (CE), potencial hidrogeniônico (pH), potencial redox (Eh) e turbidez na água residuária, em tratamento, coletada ao longo do comprimento dos SACs e, na Tabela 3, as equações de regressão ajustadas e os respectivos coeficientes de determinação para as mesmas variáveis em função da distância percorrida pela água residuária nos SACs.

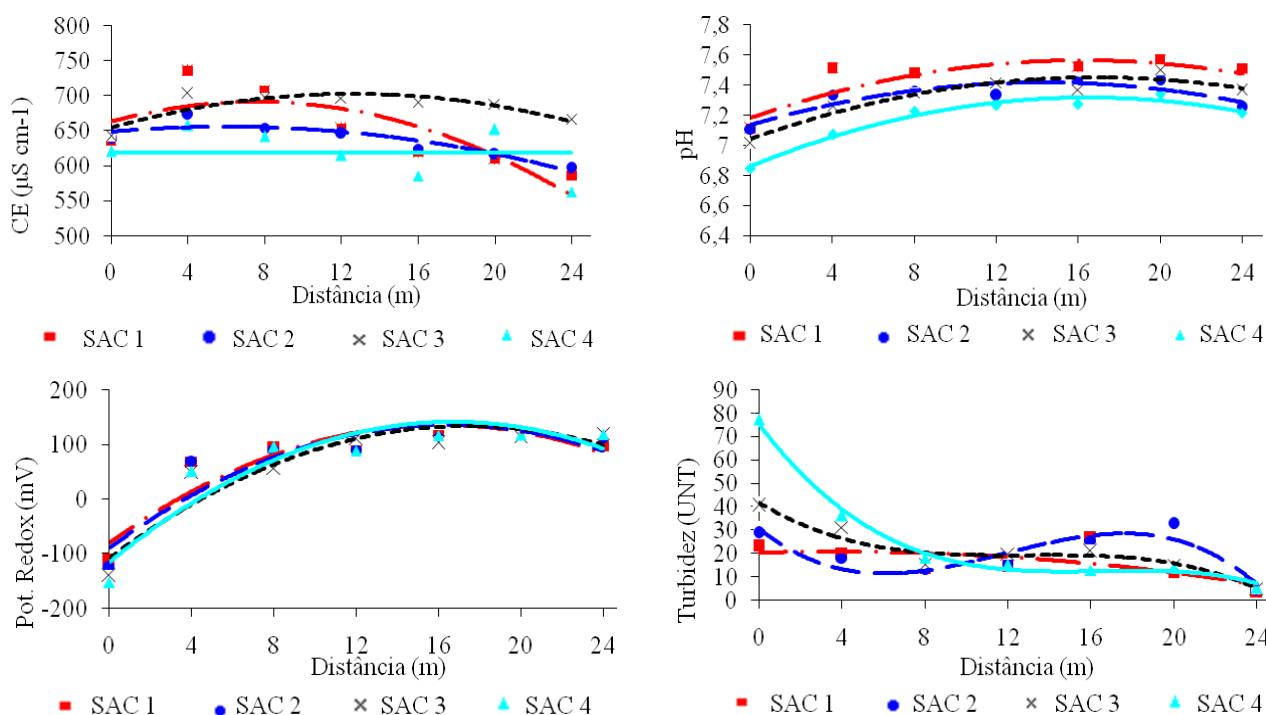


FIGURA 2. Valores médios observados e estimativa de: (a) condutividade elétrica; (b) potencial hidrogeniônico (pH); (c) potencial redox (Eh), e (d) Turbidez em esgoto sanitário submetido a tratamento preliminar (SAC 4) ou primário (SACs 1; 2 e 3), em função da distância percorrida nos diferentes SACs. **Mean values observed and estimated: (a) electrical conductivity, (b) hydrogen potential (pH), (c) redox potential (Eh) and (d) Turbidity in sewage subjected to preliminary treatment (CW 4) or a primary (CW 1, 2 and 3), depending on the distance traveled in different CW.**

TABELA 3. Equações de regressão ajustadas e os coeficientes de determinação relativos aos dados de condutividade elétrica (CE), potencial hidrogeniônico (pH), potencial redox (Eh) e turbidez em função da distância (x) percorrida pela água residuária nos diferentes SACs. **Adjusted regression equations and coefficients of determination relating to the data of electrical conductivity (EC), hydrogen potential (pH), redox potential (Eh) and turbidity in the distance (x) traveled by wastewater in different CW.**

	SAC		R ²
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	SAC 1	$\hat{Y} = 644,336 + 66,9176*\sqrt{x} - 16,7889**x$	0,88
	SAC 2	$\hat{Y} = 641,331 + 26,9537**\sqrt{x} - 7,3769**x$	0,96
	SAC 3	$\hat{Y} = 642,928 + 41,8327**\sqrt{x} - 7,4104**x$	0,95
	SAC 4	$\hat{Y} = 619,54$	-
pH	SAC 1	$\hat{Y} = 7,1310 + 0,19813*\sqrt{x} - 0,02472***x$	0,85
	SAC 2	$\hat{Y} = 7,1345 + 0,0394*x - 0,0014*x^2$	0,78
	SAC 3	$\hat{Y} = 7,0422 + 0,0484**x - 0,0014*x^2$	0,90
	SAC 4	$\hat{Y} = 6,8653 + 0,0551**x - 0,0017**x^2$	0,97
Eh (mV)	SAC 1	$\hat{Y} = -109,878 + 112,674**\sqrt{x} - 14,138**x$	0,85
	SAC 2	$\hat{Y} = -120,497 + 113,675**\sqrt{x} - 13,710**x$	0,78
	SAC 3	$\hat{Y} = -137,618 + 108,598**\sqrt{x} - 11,5995**x$	0,90
	SAC 4	$\hat{Y} = -148,965 + 124,780**\sqrt{x} - 14,5667**x$	0,97
Turbidez (UNT)	SAC 1	$\hat{Y} = 24,2617 - 3,1112***x + 0,3446***x^2 - 0,01052***x^3$	0,73
	SAC 2	$\hat{Y} = 30,9216 - 7,2201*x + 0,7980*x^2 - 0,0225*x^3$	0,82
	SAC 3	$\hat{Y} = 41,9074 - 5,3345*x + 0,4165*x^2 - 0,0108*x^3$	0,98
	SAC 4	$\hat{Y} = 77,3002 - 26,8136**\sqrt{x} + 2,6043**x$	0,99

*, ** e ***, respectivamente significativos em nível de 5, 1 e 10 % de probabilidade, pelo teste t. Em que: x: distância em m a partir do início (entrada) do efluente de esgoto com tratamento primário nos SACs.

De acordo com os dados apresentados na Tabela 3, em todos os modelos gerados, os coeficientes de determinação foram satisfatórios (0,73 a 0,99), com significância dos coeficientes de regressão de até 10% de probabilidade, confirmando que as concentrações das variáveis CE, pH, Eh e turbidez podem ser estimadas em função da distância percorrida pela água nos SACs, com confiabilidade.

Como não houve diferenças nos valores de CE na água residuária em tratamento, pode-se concluir que, em geral, não se constatarem diferenças no desempenho dos SACs, no que se refere à remoção de sólidos dissolvidos. Em todos os SACs, os valores de CE do efluente variaram de 563 a 667 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (Figura 2a). Entretanto, a não detecção de diferenças na CE da água residuária em tratamento, possivelmente, esteja associada à concentração de eletrólitos (sais) no meio, proporcionada pela evapotranspiração. De acordo com BRASIL & MATOS (2008), a ocorrência da evapotranspiração proporciona redução no nível da água no SAC e, por consequência, concentração dos poluentes na água residuária em tratamento, possibilitando subestimativa da eficiência de remoção pelos referidos sistemas.

Os valores de pH do efluente (Figura 2b) apresentaram-se próximos à neutralidade, com variação de 7,2 a 7,5, faixa que está na condição adequada para a mais rápida degradação do material orgânico pelos microrganismos. Valores próximos à neutralidade foram também constatados por MATOS et al. (2010d), no efluente de SACs cultivados com capim-tifton e capim-elefante, no tratamento de água residuária de laticínios.

Em todos os SACs, os valores de Eh afluente foram negativos, estando na faixa de -152 a -112 mV; entretanto, ao longo dos primeiros 4 m dos SACs, ocorreu rápido aumento nos valores desta variável na água residuária em tratamento e oscilaram entre +98 e +120 mV (Figura 2c). Segundo von SPERLING (1996), meios em condições aeróbicas apresentam Eh acima de 100 mV; em condições anóxicas, o Eh se encontra na faixa de -100 a +100 mV e, em condições anaeróbicas, o Eh fica abaixo de -100 mV. Com base nesses limites, os resultados obtidos sugerem que os SACs

operaram sob condições anaeróbias apenas no primeiro sexto de seu comprimento, pois, a partir dos primeiros 4 m, já se verificou a predominância de condições anóxicas/aeróbias, tal como observado por MATOS et al. (2010c). Este comportamento de oxirredução indica aumento na disponibilidade de oxigênio ao longo do comprimento dos SACs, que pode ter sido fornecido pelas plantas ou pela difusão de O₂ da atmosfera, através da superfície do meio-suporte.

Verificou-se a ocorrência de acentuada remoção de turbidez no início dos sistemas (Figura 2d), com valores no efluente dos SACs baixos (menor que 6,0 UNT), do mesmo modo como foi verificado para o SST, o que já era esperado, uma vez que a turbidez no esgoto sanitário está associada à presença de sólidos em suspensão. De acordo com a mesma figura, observa-se que, com base nos valores afluentes (0 m) e efluentes (24 m) dos SACs, foi possível calcular as eficiências na remoção da turbidez, alcançando-se valores de 85,8%, 83,7%, 88,4% e 87,2%, nos SACs 1; 2; 3 e 4, respectivamente. Como a turbidez está diretamente associada à concentração de SST, não seria de se esperar, da mesma forma, alterações significativas nesta variável, o que ficou demonstrado pela não ocorrência de diferenças pelo teste de médias. BRASIL et al. (2005) obtiveram, em SACs utilizados no tratamento de águas residuárias domésticas, eficiências semelhantes na remoção da turbidez, que variaram de 80% a 86%.

CONCLUSÕES

As taxas de carregamento orgânico superficial não influenciaram no pH, a condutividade elétrica e a turbidez da água residuária em tratamento nos SACs.

O aumento na taxa de carregamento orgânico nos SACs não influenciou na eficiência de remoção de SST, P-total, Na, DBO e DQO do esgoto sanitário.

Os SACs apresentaram elevadas eficiências na remoção de SST, DBO e DQO, atendendo aos padrões de lançamento de efluentes estabelecidos na legislação ambiental do Estado de Minas Gerais.

REFERÊNCIAS

ABDEL-SHAFY, H. I.; DEWEDAR, A. Constructed wetlands for urban Wastewater treatment in Egypt. *Sustainable Sanitation Practice*, v. 12, p. 27-32, 2012.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AWWA - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WEF - WATER ENVIRONMENT FEDERATION. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21. ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 2005. 1.268p.

BOUTILIER, L.; JAMIESON, R.; GORDON, R.; LAKE, C.; HART, W. Adsorption, sedimentation, and inactivation of *E. coli* within wastewater treatment wetlands. *Water Research*, New York, v. 43, p. 4.370-4.380, 2009.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T. Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v.13, n.3, p.323-328, jul./set. 2008.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SILVA, C. M.; CECON, P. R.; SOARES, A. A. Modeling of pollution removal in constructed wetlands with horizontal subsurface flow. *Agricultural Engineering Research*, London, v.13, n.2, p.48-56, 2007b.

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

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A.; FERREIRA, P. A. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v.9 (Suplemento), p.133-137, 2005.

- FIA, R.; MATOS, A. T.; FERREIRA, P. A.; TEODORO, P. E. P.; SCHUERY, F. C.; LUIZ, F. A. R. Desempenho agrônômico da *thypha 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*, Viçosa, v.16, n.4, p.436-448, out./dez. 2008.
- FIA, R.; MATOS, A. T.; FIA, F. R. L.; MATOS, M. P.; LAMBERT, T. F.; NASCIMENTO, F. S. Desempenho de forrageiras em sistemas alagados de tratamento de águas residuárias do processamento do café. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v.14, n.8, p.842–847, 2010.
- GHOSH, D.; GOPAL, D. Effect of hydraulic retention time on the treatment of secondary effluent in a subsurface flow constructed wetland. *Ecological Engineering*, Amsterdam, v.36, p.1.044-1.051, 2010.
- GIKAS, G.; TSIHRINTZIS, V. A. A small-size vertical flow constructed wetland for on-site treatment of household wastewater. *Ecological Engineering*, Amsterdam, v. 44, p. 337-343, 2012.
- KADLEC, R. H.; WALACE, S. D. *Treatment wetlands*. 2. ed. New York: Taylor & Francis Group, 2009. 1.016 p.
- KARATHANASIS, A.; POTTER, C.; COYNE, M. Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering*, Amsterdam, v. 20, p. 157-169, 2004.
- KONNERUP, D.; KOOTTATEP, T.; BRIX, H. Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with *Canna* and *Heliconia*. *Ecological Engineering*, Amsterdam, v.35, n.2, p.248–257, 2009.
- MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; BORGES, A.C.; MATOS, M. P. Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v.15, n.1, p.83-92, jan./mar. 2010d.
- MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O. G. Desempenho agrônômico do capim tifton 85 (*cynodon spp*) cultivado em sistemas alagados construídos utilizado no tratamento de água residuária de laticínios. *Ambi-Água*, Taubaté, v.3, n.01, p.43-53, 2008.
- MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; BRASIL, M. S.; BORGES, A. C. Influência da espécie vegetal cultivada nas condições redox de sistemas alagados construídos. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal v.30, n.3, p.512-526, maio/jun. 2010c.
- MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Capacidade extratora de diferentes espécies vegetais cultivadas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. *Ambi-Água*, Taubaté, v.4, n.2, p.31-45, 2009.
- MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. *Ambi-Água*, Taubaté, v.5, n.2, p.119-132, 2010a.
- MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; MARTINEZ, M. A.; TÓTOLA, M. R.; AZEVEDO, A. A. Tifton grass yield on constructed wetland used for swine wastewater treatment. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v.14, n.5, p.510–516, 2010b.
- METCALF, E.; EDDY, H. *Wastewater engineering: treatment and reuse*. 4th ed. New York: MacGraw-Hill, 2003. 181p.
- MINAS GERAIS - *Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH N° 1*, 5 de maio de 2008. Diário Executivo – MG.
- SAEG: Sistema para Análises Estatísticas. Versão 9.1. Viçosa: UFV, 2007.

SANDRI, D.; MATSURA, E. E.; TESTEZLAF, R. Teor de nutrientes na alface irrigada com água residuária aplicada por sistemas de irrigação. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v.26, n.1, p.45-57, jan./abr.2006.

SPERLING, M. von. *Princípios básicos do tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996. 211p.

US EPA. *Constructed wetland treatment for municipal wastewater*, 166 pp. EPA/625/R-99/010. Cincinnati, OH: Office of Research and Development, 2000.

VYMAZAL, J. The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecological Engineering*, Amsterdam, v. 35, p. 1-17, 2009.

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*, Amsterdam, v.35, n.2, p.230-237, 2009.

ZURITA, F.; ANDA, J. D.; BELMONT, M. A. Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, Amsterdam, v.35, n.5, p.861-869, 2009.

ZURITA, F.; BELMONT, M. A.; ANDA, J. D.; MARTINEZ, J. C. Stress detection by laser-induced fluorescence in *Zantedeschia aethiopica* planted in subsurface-flow treatment wetlands. *Ecological Engineering*, Amsterdam, v.33, n.2, p.110-118, 2008.