

Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras

Influence of organic loading rate on the performance of constructed wetlands cultivated with grass

Antonio Teixeira de Matos

Doutor em Solos e Nutrição de Plantas pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Professor-associado do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da UFV

Sérgio Silva Abrahão

Mestre em Engenharia Agrícola pela UFV. Consultor do Centro de Tecnologias Alternativas da Zona da Mata

Alisson Carraro Borges

Doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo (USP), campus São Carlos. Professor Adjunto do DEA/UFV

Mateus Pimentel de Matos

Acadêmico do Curso de Engenharia Agrícola e Ambiental da UFV

Resumo

Estudou-se a influência da taxa de carga orgânica (TCO) no desempenho de sistemas alagados construídos (SACs) de escoamento subsuperficial. Cada SAC foi constituído por um tanque de 0,40 x 0,73 x 3,00 m. A água residuária de laticínios (ARL) foi aplicada com vazão de 60 L.d⁻¹. O tratamento testemunha foi constituído por um SAC sem vegetação, ao qual foi aplicada uma TCO de 130 kg.ha⁻¹ d⁻¹ de DBO. Nos SACs cultivados com capim-elefante e com capim-tifton 85, foram aplicadas TCOs de 66, 130, 190, 320 e 570 kg.ha⁻¹ d⁻¹ de DBO. Os SACs se mostraram eficientes na remoção de DBO, DQO, SST, ST e nitrogênio. TCOs entre 250 e 400 kg.ha⁻¹ d⁻¹ de DBO proporcionaram maiores eficiências na remoção da carga orgânica e acima de 400 kg.ha⁻¹ d⁻¹ na de sólidos da água residuária. A presença de plantas nos SACs mostrou-se importante na remoção de N, K e Na da ARL.

Palavras-chave: resíduos orgânicos; zona de raízes; fitorremediação.

Abstract

The present paper was carried out to study the influence of organic loading rate (OLR) on the performance of subsurface flow constructed wetlands systems (CWs). Each CW was composed of a sealed tank of 0.40 x 0.73 x 3.00 m. The dairy industry wastewater was applied with flow rate of 60 L.d⁻¹. In the control system, consisting of CW without vegetation, 130 kg.ha⁻¹ d⁻¹ of BOD was applied. In vegetated CWs (cultivated with elephant grass and tifton 85 bermudagrass), OLRs of 66, 130, 190, 320 and 570 kg.ha⁻¹ d⁻¹ of BOD were applied. The CW systems were efficient in the removal of BOD, COD, TSS, TS and nitrogen. OLRs between 250 and 400 kg.ha⁻¹ d⁻¹ BOD provide greater efficiencies in organic loading removal and above 400 kg.ha⁻¹ d⁻¹ in the solids removal from wastewater. The presence of the plants in the CWs showed to be important in the removal of N, K and Na of wastewater.

Keywords: organic residues; root zones; phytoremediation.

Introdução

Nas últimas décadas tem sido crescente o interesse por sistemas alagados construídos (SACs) ou sistemas *wetland*, por se tratar de tecnologia simples, de baixo custo e de fácil operação e manutenção para o tratamento de grande diversidade de águas residuárias ricas em material

orgânico suscetível à biodegradação. Estes sistemas oferecem benefícios ambientais consideráveis, tais como a sua integração a parques e sistemas recreacionais, possibilitando o desenvolvimento de animais silvestres, harmonizando-se com a paisagem natural e proporcionando a produção de efluentes de boa qualidade, que poderão ser usados na agricultura ou lançados em corpos hídricos receptores (MEIRA *et al.*, 2001).

Os SACs são sistemas projetados para utilizar plantas cultivadas em substratos (solo, areia, brita ou cascalho), onde, naturalmente e sob condições ambientais adequadas, ocorrem processos físicos, químicos e bioquímicos de tratamento das águas residuárias.

As principais variáveis para dimensionamento de sistemas de tratamento de águas residuárias em SACs são o tempo de residência hidráulica, as geometrias do tanque (altura, largura e comprimento), a taxa de carga orgânica (METCALF; EDDY, 1991) e a taxa de aplicação hidráulica (SULIMAN *et al*, 2004). Estes autores sugerem que a carga orgânica fique em torno de $70 \text{ kg.ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), enquanto Metcalf e Eddy (1991) sugeriram que a taxa máxima de DBO a ser aplicada deve ser de $133 \text{ kg.ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ em sistemas de escoamento subsuperficial, e de $112 \text{ kg.ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ em sistemas de escoamento superficial, nas condições de clima temperado. Healy, Rodgers e Mulqueen (2007) agruparam dados sobre desempenho de SACs tratando águas residuárias em laticínios no hemisfério norte; entretanto, poucas são as informações disponíveis a respeito do dimensionamento desses sistemas para operarem em regiões tropicais.

Brasil *et al* (2005) obtiveram, em SACs utilizados no tratamento do efluente primário de esgoto doméstico e cultivados com taboa (*Typha sp.*), sob taxas de aplicação de 26 a $118 \text{ kg.ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO₅ e tempos de residência hidráulica de 1,9 dias e 3,8 dias, respectivamente, eficiências de 87 ± 3 e $90 \pm 3\%$ na remoção de demanda química de oxigênio (DQO), de 91 ± 6 e $91 \pm 10\%$ na remoção de sólidos suspensos totais (SST), $33 \pm 22\%$ e $57 \pm 14\%$ de N, 35 ± 27 e $48 \pm 35\%$ de fósforo (P), 35 ± 28 e $52 \pm 29\%$ de potássio (K). Freitas (2006), ao aplicar cerca de $155 \text{ kg.ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO em SACs cultivados com taboa, *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb) e capim-tifton 85 (*Cynodon dactylon* Pers.) no tratamento de água residuária de suinocultura efluente de filtros orgânicos, sob tempo de residência hidráulica de 4,8 dias, obteve eficiências de remoção superiores a 85% para DBO, DQO, SST e Zinco (Zn), superiores a 50% na remoção de Nitrogênio total (N-total), NH_4^+ , P-total e sólidos totais (ST) e entre 18 e 48% na remoção de K, sódio (Na) e sólidos dissolvidos totais (SDT).

Por existir ainda pouca informação sobre dimensionamento, operação e eficiência de sistemas de depuração de águas residuárias de indústrias de laticínios para tratamento em sistemas alagados construídos, torna-se necessária a construção de unidades-piloto cultivadas com diferentes espécies vegetais, para se conhecer melhor as variáveis de dimensionamento e as formas de operação destes sistemas.

No presente trabalho, objetivou-se estudar o desempenho de sistemas alagados construídos, cultivados com capim-elefante cv. Napier (*Pennisetum purpureum schum*) e capim-tifton 85 (*Cynodon dactylon* Pers.) e submetidos a diferentes taxas de carga orgânica, proporcionadas pela aplicação de águas residuárias da indústria de laticínios (ARL), nas condições climáticas de Viçosa (MG).

Material e métodos

O experimento foi conduzido na Área Experimental de Hidráulica, Irrigação e Drenagem do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa (UFV), no município de Viçosa (MG), cuja sede apresenta coordenadas geográficas $20^\circ 45' 14'' \text{ S}$ e $42^\circ 52' 53'' \text{ W}$ e altitude média de 650 m acima do nível médio do mar.

Para a realização dos estudos, foram utilizadas águas residuárias brutas de laticínios (ARL) provenientes da Usina de Beneficiamento de Leite da Fundação Arthur Bernardes (Laticínios da FUNARBE), localizada no *campus* da UFV, coletadas numa caixa de passagem onde se concentra todo o efluente originado dos diversos setores de produção de laticínios. Para suprir a demanda do experimento, foi necessária a coleta quinzenal e o transporte de um volume de aproximadamente 3.500 L de água residuária.

A infraestrutura experimental foi constituída por 11 leitos de sistemas alagados construídos (SACs) com escoamento subsuperficial horizontal para tratamento secundário/terciário da ARL. Os leitos foram instalados paralelamente em tanques delimitados por muretas de alvenaria, nas dimensões de 0,40 m de altura x 0,73 m de largura x 3,00 m de comprimento, declividade longitudinal de 0,5%, posicionados sobre o solo e impermeabilizados no fundo e nas laterais. Como meio suporte, utilizou-se brita # 0 (diâmetro - D60 = 7,0 mm, CU D60/D10 = 1,6 e volume de vazios inicial de $0,488 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$). O volume de vazios inicial da brita foi determinado no campo, empregando-se recipiente graduado de 5 L de volume e água coletada em manancial de água superficial. O meio suporte preencheu cada leito até a altura de 0,33 m, restando uma borda livre de 0,07 m.

A distribuição do afluente foi feita num ponto central sobre a zona de entrada de cada SAC, por meio de uma torneira de plástico de $\frac{1}{2}$ polegada instalada em um reservatório (tambor metálico) no qual era dosada a água residuária a ser aplicada (Figura 1). O sistema de drenagem do efluente foi constituído por um tubo de ferro galvanizado de 1 polegada de diâmetro, instalado na zona de saída e ligado a um dispositivo de descarga e controle de nível. As unidades experimentais foram constituídas por um SAC sem vegetação (SV), cinco SACs cultivados com capim-elefante (CF) e cinco SACs cultivados com capim-tifton 85 (CT).

Depois de preenchidos com a brita, os SACs foram saturados com água residuária proveniente da suinocultura da UFV, proporcionando condições para o plantio da vegetação com propágulos vegetativos (rizomas + caule) com aproximadamente 0,30 m de comprimento. A densidade de plantio foi, em média, de 14 propágulos m^{-2} , e o plantio ocorreu em apenas uma etapa, no dia 16 de abril de 2005. O SAC sem vegetação (SV) também recebeu água residuária proveniente da suinocultura (ARS) da UFV, e nele foi plantado capim-elefante, no dia 16 de abril de 2005, com o objetivo de dar uma condição inicial ao meio poroso semelhante à obtida nas outras unidades experimentais.



Figura 1 – Vista geral dos sistemas de distribuição da ARL e da rede coletora do efluente dos SACs

Três semanas antes de ser iniciada a aplicação da ARL no sistema, foi retirado todo o capim plantado neste SAC, restabelecendo-se a condição de tratamento testemunha, sem plantas.

A ARS foi aplicada nos SACs até o dia 3 de agosto de 2005, sendo que, a partir do dia 4 de agosto de 2005, passou-se a aplicar 3 vezes por semana água do manancial e, no dia 19 de agosto de 2005, deu-se a partida de operação nos SACs com aplicação diária da ARL.

No SAC sem vegetação (SV), foi aplicada diariamente uma taxa de carga orgânica média, por unidade de área, de $130 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ de DBO. Em cada SAC cultivado com capim-elefante (CF) e capim-tifton 85 (CT), foram aplicadas diariamente as seguintes taxas de carga orgânica média superficial: 66, 130, 190, 320 e $570 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ de DBO. Em cada SAC foram efetuadas seis amostragens do afluente e efluente para avaliação da eficiência do sistema.

A vazão aplicada de afluente foi de $60 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$, constituído por uma mistura de ARL, com DBO de aproximadamente $2.500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, e água do manancial, conforme apresentado na Tabela 1, de forma a se obterem as taxas de aplicação estabelecidas para cada tratamento.

As taxas de carga orgânica média superficial (TCOs) aplicadas foram obtidas multiplicando-se o valor da vazão afluente ($60 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$) pela média das concentrações de DBO₅ e DQO calculadas em cada amostragem e dividindo, posteriormente, o resultado pela unidade de área superficial do SAC.

Os 11 SACs foram operados com tempo de residência hidráulica (t) constante e simultâneo ($t = 4,8$ dias). O valor do t foi obtido dividindo-se o valor do volume útil de vazios no meio suporte nos SACs pela vazão diária afluente. Para garantir o tempo de residência hidráulica de 4,8 dias constante em todos os SACs, os reservatórios de dosagem eram completados com água do manancial, até ser atingido o volume de 60 L. A cada dia, depois de efetuada a dosagem, as torneiras dos reservatórios eram abertas de forma que se mantivesse uma vazão em torno de $5 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$.

As principais características físicas, químicas e bioquímicas da ARL e da água de manancial utilizadas para a dosagem das TCOs estão apresentadas na Tabela 1.

No período de operação dos sistemas, foram realizadas seis amostragens de afluentes e efluentes. As amostras dos afluentes e efluentes eram coletadas a cada 14 dias às 8h30, sendo imediatamente conduzidas até o Laboratório de Qualidade da Água do DEA/UFV para análises. As variáveis DBO₅, DQO, ST, SST, SDT, N-total, P-total, potássio, sódio, pH e condutividade elétrica foram analisadas em conformidade com recomendações do *Standard methods for the examination of water and wastewater* (APHA, 1998).

Para avaliação do comportamento das variáveis 'concentração relativa' (razão entre a concentração efluente e a concentração afluente, C/C_0) e da eficiência na remoção dos poluentes em função da taxa de aplicação de carga orgânica, foram ajustadas equações por regressão, utilizando-se os aplicativos *Statistica* e SAEG (Sistema para Análises Estatísticas v.9, desenvolvido pela UFV). No ajuste de equações para

Tabela 1 – Características físicas, químicas e bioquímicas da água residuária de laticínios (ARL) e da água de manancial (AM) utilizadas para a dosagem das taxas de carga orgânicas (média dos valores medidos nas seis amostragens efetuadas)

Variável	Unidade	Média e desvio padrão	
		ARL	AM
pH	-	$3,78 \pm 0,47$	$6,94 \pm 0,17$
CE	$\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$	994 ± 110	89 ± 14
DBO	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	2.790 ± 633	12 ± 4
DQO	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	5.143 ± 328	20 ± 6
SST	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	702 ± 100	3 ± 3
ST	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	2.407 ± 442	104 ± 41
SDT	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	1.705 ± 479	101 ± 43
N-total	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	$89,54 \pm 17,3$	$3,33 \pm 5,7$
P-total	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	$22,51 \pm 5,1$	$0,12 \pm 0,17$
Potássio	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	$66,36 \pm 23,9$	$3,77 \pm 1,5$
Sódio	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	$107,72 \pm 98,4$	$8,43 \pm 4,2$

estimativa de eficiência de remoção do poluente, foram escolhidas aquelas de comportamento lógico para o fenômeno, maior significância (aceitos apenas aqueles em que $p \leq 10\%$) dos parâmetros ajustados e maior coeficiente de determinação (R^2). Para a estimativa de C/C_0 como função da taxa de aplicação de carga orgânica, foi ajustado o modelo matemático proposto por Brasil et al (2007), substituindo-se o valor do tempo de residência hidráulica (t) pelo tempo da taxa de carga orgânica (TCO) (Equação 1).

$$\frac{C}{C_0} = e^{(-K \cdot TCO^N)} \quad \text{Equação 1}$$

Na qual:

C: concentração no efluente (mg.L^{-1});

C_0 : concentração afluenta (mg.L^{-1});

N: coeficiente de aumento da resistência à degradação do material orgânico e redução do tempo de residência hidráulica (adimensional);

K: constante de remoção da carga orgânica ($\text{kg.ha}^{-1} \text{d}^{-1}$);

TCO: taxa de carga orgânica ($\text{kg.ha}^{-1} \text{d}^{-1}$ de DBO).

Resultados e discussão

Na Tabela 2, são apresentados os resultados médios de condutividade elétrica (CE) do afluenta e efluente dos SACs cultivados com os capins-tifton 85 e elefante, medidos durante o período de avaliação do sistema.

Verifica-se que a CE afluenta e efluente seguiu tendência de incremento na mesma ordem de magnitude das taxas de carga orgânica superficial (TCOs) aplicadas ao sistema. Durante todo o período de operação do sistema, a CE efluente foi superior à afluenta.

Tabela 2 – Valores médios e desvio padrão de condutividade elétrica (CE) do afluenta e efluente dos SACs cultivados com capins-tifton 85 e elefante, em função das taxas de carga orgânica (TCOs) aplicadas

TCOs ($\text{kg.ha}^{-1} \text{d}^{-1}$)	CE afluenta ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)		CE efluente ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	
	Tifton-85	Elefante	Tifton-85	Elefante
66	206 ± 20	196 ± 8	364 ± 27	444 ± 39
130	299 ± 36	322 ± 30	478 ± 74	517 ± 70
190	377 ± 30	369 ± 36	544 ± 61	571 ± 59
320	482 ± 47	497 ± 50	683 ± 70	700 ± 47
570	725 ± 50	730 ± 65	1.010 ± 156	1.024 ± 114

Tabela 3 – Valores médios e desvio padrão de potencial hidrogeniônico (pH) do afluenta e efluente dos SACs cultivados com os capins-tifton 85 e elefante, em função das taxas de carga orgânica (TCOs) aplicadas

TCOs ($\text{kg.ha}^{-1} \text{d}^{-1}$)	pH afluenta		pH efluente	
	Tifton-85	Elefante	Tifton-85	Elefante
66	4,85 ± 0,45	4,52 ± 0,42	6,70 ± 0,16	6,85 ± 0,17
130	4,35 ± 0,33	4,30 ± 0,30	6,68 ± 0,17	6,55 ± 0,12
190	4,09 ± 0,25	4,10 ± 0,24	6,63 ± 0,14	6,68 ± 0,12
320	3,90 ± 0,22	3,93 ± 0,24	6,61 ± 0,15	6,69 ± 0,14
570	3,74 ± 0,20	3,68 ± 0,18	6,71 ± 0,17	6,64 ± 0,21

Tal fato se deve à possível mineralização do material orgânico em suspensão, mas principalmente às perdas de água por evapotranspiração no caso dos SACs vegetados, e evaporação no SAC não-vegetado, proporcionando, dessa forma, aumento na concentração iônica no líquido residente. Segundo Marques (1999), a evapotranspiração pode variar de 1,3 a 3,5 vezes a taxa de evaporação de uma superfície livre adjacente. Brasil e Matos (2008), trabalhando com sistemas alagados construídos cultivados com *Typha* sp., em Viçosa (MG), obtiveram valores de evapotranspiração de até 18,7 mm.d^{-1} e valores de 2,2 a 4,6 vezes a taxa de evapotranspiração de referência (ET_0) no local. Lim, Wong e Lim (2001), analisando sistemas alagados construídos em condições subtropicais (Malásia) e cultivados com taboa (*Typha angustifolia*), observaram grande perda de água no sistema devido à evapotranspiração, cuja taxa calculada foi de 18,2 a 32,9 mm.d^{-1} .

Na Tabela 3, são apresentados os valores de potencial hidrogeniônico (pH) no afluenta e efluente dos SACs cultivados com os capins-tifton 85 e elefante medidos durante o período de monitoramento do sistema.

O pH afluenta diminuiu à medida que as taxas de carga orgânica superficial (TCOs) aplicadas ao sistema aumentaram, com valores médios de 4,85 a 3,74 nos afluentes dos SACs cultivados com capim-tifton 85, e de 4,52 a 3,68 nos SACs cultivados com capim-elefante. Este comportamento provavelmente se deve à influência das diluições da ARL com a água do manancial, feitas para obter as TCOs preestabelecidas para cada tratamento. Entretanto, independentemente da variação do pH afluenta, verifica-se que a ARL aplicada apresentou condições ácidas durante todo o período de avaliação do sistema.

Pode-se considerar que os valores médios de pH efluente não apresentaram variação em função dos tratamentos, mantendo-se bastante estáveis e em condições próximas à neutralidade.

Tal como verificado no caso da CE, o aumento no valor do pH da água residuária nos SACs se deve principalmente à mineralização do material orgânico em suspensão, com liberação de íons de reação básica, tais como Ca, Mg, K e Na, no líquido residente. Isso tornou o efluente adequado para lançamento em corpos hídricos receptores, já que, pela Resolução CONAMA n° 357/2005 (CONAMA, 2005), essa variável deve estar na faixa de 5 a 9, para que se possa efetuar este tipo de disposição final.

Na Figura 2 são apresentados os valores médios e as curvas ajustadas aos dados de concentração relativa e da eficiência na remoção de DBO, DQO, ST e SS como função das TCOs aplicadas. As equações matemáticas ajustadas estão na Tabela 4. Como não houve bom ajuste de nenhum modelo matemático para representar as concentrações relativas de nitrogênio, fósforo, potássio e sódio como função das TCOs, apenas os valores obtidos foram apresentados, e aspectos qualitativos foram discutidos em termos de capacidade dos sistemas de remover estes poluentes da ARL.

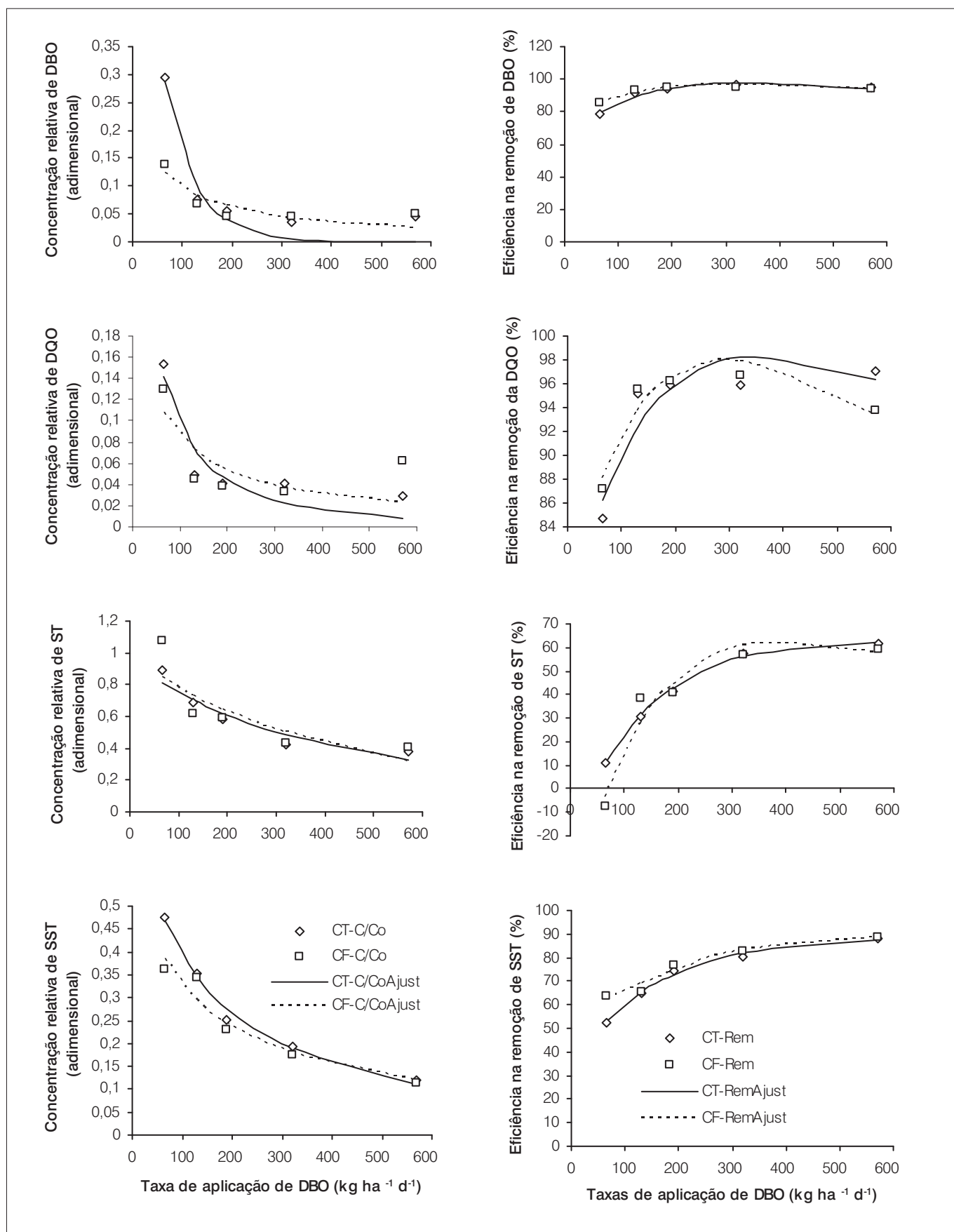


Figura 2 – Valores obtidos e curvas ajustadas de concentração relativa (C/C_0) e de eficiência na remoção da DBO, DQO, ST e SST como função da taxa de aplicação de carga orgânica (TCO) nos SACs

Tabela 4 – Equações matemáticas ajustadas aos dados de concentração relativa (C/C₀) e de eficiência na remoção da DBO, DQO, ST e SST como função da taxa de aplicação de carga orgânica (TCO) nos SACs cultivados com os capins-tifton 85 (CT) e elefante (CF)

Variável	SAC	Equação	R2
DBO	CT	Rem = -0,1556*.TCO + 5,9065*.TCO ^{0,5} + 42,0420	0,95
	CF	Rem = -0,0976*.TCO + 3,6101*.TCO ^{0,5} + 63,3401	0,91
	CT	C/C ₀ = e ^{-0,0280 .TCO^{0,9054}}	0,92
	CF	C/C ₀ = e ^{-0,7010 .TCO^{0,2601}}	0,77
DQO	CT	Rem = -0,0979°.TCO + 3,7722°.TCO ^{0,5} + 62,1023	0,84
	CF	Rem = -0,1101*.TCO + 3,8613*.TCO ^{0,5} + 64,0078	0,91
	CT	C/C ₀ = e ^{-0,3351 .TCO^{0,4209}}	0,84
	CF	C/C ₀ = e ^{-0,7863 .TCO^{0,2478}}	0,51
ST	CT	Rem = -0,2318**.TCO + 10,6769**.TCO ^{0,5} + 60,6436	0,99
	CF	Rem = -0,4469°.TCO + 18,1634*.TCO ^{0,5} - 121,1000	0,94
	CT	C/C ₀ = e ^{-0,00777 .TCO^{0,7858}}	0,92
	CF	C/C ₀ = e ^{-0,0040 .TCO^{0,8945}}	0,71
SST	CT	Rem = -0,1314*.TCO + 6,4243*.TCO ^{0,5} + 9,1664	0,99
	CF	Rem = -0,0001°.TCO ² + 18,1634*.TCO + 54,8199	0,95
	CT	C/C ₀ = e ^{-0,0944 .TCO^{0,4971}}	0,99
	CF	C/C ₀ = e ^{-0,1985 .TCO^{0,3736}}	0,93

Sendo: **, * e ° respectivamente significativos a 1, 5 e 10%, pelo teste t.

Observando-se os modelos matemáticos ajustados e apresentados na Tabela 4, verifica-se que o modelo raiz quadrada foi o que proporcionou melhor ajuste para a estimativa da eficiência de remoção do poluente em função da taxa de carga orgânica. Apenas para a estimativa de SST, para o capim elefante, o melhor ajuste foi quadrático. As equações ajustadas indicaram que a eficiência na remoção do poluente tende a aumentar com o aumento da taxa de aplicação, até ser alcançado um máximo, a partir do qual passa a ocorrer decréscimo na eficiência.

A menor média na remoção de DBO (78,5%) foi obtida no SAC CT-66 e a máxima (96,3%) no SAC CT-320. No SAC SV-130, a remoção média foi de 89,3%. Verificaram-se eficiências mais altas dos SACs submetidos às maiores TCOs na remoção de carga orgânica (DBO e DQO).

O aumento na capacidade do sistema em remover DBO, a despeito do aumento nas TCOs aplicadas, provavelmente se deve ao acúmulo de material no meio poroso, o qual contribuiu para maior filtração e remoção da DBO particulada nos SACs; além disso, acredita-se que a maior disponibilidade de nutrientes favoreceu a formação do biofilme aderido ao meio suporte. Ambos os mecanismos são de grande importância no processo de remoção de matéria orgânica em SACs.

As maiores eficiências na remoção de DBO, para ambos os capins, foram obtidas na faixa de 250-400 kg.ha⁻¹ d⁻¹ de DBO aplicada. Quando se avaliam as curvas de C/C₀, também indicativas da eficiência do sistema na remoção de poluentes (quanto menor o valor de C/C₀ maior a eficiência), verifica-se que menores valores de C/C₀ foram obtidos quando as taxa de aplicação de carga orgânica foram superiores a 300 kg.ha⁻¹ d⁻¹, independentemente do tipo de capim cultivado nos SACs.

Apenas os SACs receptores da TCO mais baixa (66 kg.ha⁻¹ d⁻¹) apresentaram eficiência na remoção de DBO abaixo do estabelecido na Deliberação Normativa COPAM/CERH-MG/2008 (COPAM-

CERH, 2008), na qual está instituído que, para a água residuária do tipo da tratada neste trabalho, os valores médios de remoção devem ser de no mínimo 85% para lançamento do efluente em corpos hídricos receptores.

Gomes Filho *et al* (2001) obtiveram eficiências de remoção na faixa de 86,8 a 93,2% quando aplicadas taxas entre 24 e 114 kg.ha⁻¹ d⁻¹ de DBO em sistema hidropônico de produção de aveia forrageira utilizando água residuária da suinocultura como solução nutriente. Há de se ressaltar que, no sistema de produção utilizado, o efluente era recirculado. Brasil *et al* (2007), aplicando taxas menores que 118 kg.ha⁻¹ d⁻¹, e Freitas (2006), aplicando 155 kg.ha⁻¹ d⁻¹, obtiveram eficiências de remoção de DBO de 87 e 85%, respectivamente, para efluentes primários de águas residuárias domésticas e de suinocultura, valores próximos aos encontrados neste trabalho para taxas iguais de aplicação.

O comportamento dos SACs, no que diz respeito à remoção de DQO, foi muito semelhante àquele apresentado em relação à remoção de DBO e, da mesma forma, os SACs que operaram com maiores TCOs apresentaram maior eficiência na remoção de DQO. Na avaliação comparativa entre as forrageiras cultivada nos SACs que operaram com mesma TCOs, feita por meio da análise estatística, verificou-se que não ocorreram diferenças significativas na eficiência na remoção de DQO.

Assim como verificado no caso da DBO, todos os SACs apresentaram boas eficiências na remoção de DQO, obtendo-se valor médio menor (84,7%) no SAC CT-66, e maior (97,1%) no SAC CT-570. No SAC SV-130, foi obtida uma eficiência de 94,4%.

As maiores eficiências na remoção de DQO foram obtidas na faixa de 300-350 kg.ha⁻¹ d⁻¹ de DBO aplicada, nos SACs cultivados com capim-tifton 85 e de 250 a 300 kg.ha⁻¹ d⁻¹ nos cultivados com capim elefante. Quando se avaliaram as curvas de C/C₀, verificou-se que

menores valores de C/C_0 foram obtidos quando as taxas de aplicação de carga orgânica foram superiores a $400 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ no caso dos SACs cultivados com capim-elefante, e superiores a $500 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ no caso dos SACs cultivados com capim-tifton 85.

Gomes Filho *et al* (2001) obtiveram taxas médias na faixa de 57,1 a 68,7% na remoção de DQO, quando aplicadas taxas entre 25 e $141 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ de DBO proveniente de água residuária da suinocultura utilizada como solução nutriente em sistema hidropônico de produção de aveia forrageira.

Em relação à DQO, todos os SACs apresentaram eficiências na remoção superiores a 75%, atendendo aos critérios estabelecidos na Deliberação Normativa do COPAM/CERH-MG/2008 (COPAM-CERH, 2008), na qual foram instituídos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos receptores.

De maneira geral, os SACs que operaram com maiores TCOs apresentaram maior eficiência na remoção de ST (Figura 2). Ao se comparar estatisticamente a eficiência de remoção de ST nos SACs que operaram com mesma TCOs, verificou-se que não houve diferença significativa de desempenho entre as duas forrageiras.

Como grande parte do ST era constituído por SDT e os SACs são tipicamente menos eficientes na remoção dessa variável, seria possível afirmar que isto gerou a eficiência relativamente baixa dos SACs na remoção de ST.

As maiores eficiências na remoção de SST foram obtidas para taxas de aplicação maiores que $600 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ em todos os SACs, independentemente do tipo de capim cultivado. Quando se avaliaram as curvas de C/C_0 , observou-se que menores valores desta variável foram obtidos quando as taxas de aplicação de carga orgânica foram superiores a $400 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, no caso de SACs cultivados com o capim-elefante e de $500 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, no caso dos SACs cultivados com o capim-tifton 85.

Em relação à eficiência de remoção de SST, representada pela média das relações entre a concentração efluente e a concentração afluente (C/C_0) em cada tratamento (Figura 2), verificou-se que, tal como ocorreu para os ST, os SACs que operaram com maiores TCOs também apresentaram maior eficiência na remoção de SST. Acredita-se que um dos fatores contribuintes para a obtenção deste resultado foi o mesmo que gerou resultado semelhante, em relação à DBO, DQO e os ST, ou seja, a influência do acúmulo de material particulado no processo de filtração, fazendo com que este material também funcionasse como filtro. Outro fator que também pode ter contribuído para aumentar o valor da relação (C/C_0) e, conseqüentemente, indicar menor eficiência nos SACs que receberam menores TCOs, foi o efeito do nível de diluição da ARL sobre o processo de filtração, ou seja, quanto mais diluído for o afluente, mais fácil será o deslocamento dos sólidos suspensos no meio, e menor será a capacidade de filtração do sistema.

Quando se comparou, em termos estatísticos, o desempenho dos SACs vegetados que operaram com mesma TCOs, não se observou

diferença significativa do vegetal na eficiência de remoção de SST nos SACs. Em termos de valores médios, os SACs CT-130 e CF-130 apresentaram, respectivamente, 64,56 e 64,27% de eficiência na remoção de SST, enquanto o SAC SV-130 apresentou 81,81%. Uma especulação que pode ser feita a respeito deste resultado está relacionada com a presença e o comportamento das raízes no meio suporte. Considerando que as raízes ocuparam grande parte dos espaços vazios nos primeiros 10 cm de profundidade, pode-se dizer que houve tendência a aumentar a velocidade do líquido nos outros 20 cm restantes da profundidade e, conseqüentemente, maior arraste de sólidos em suspensão para fora dos SACs. Imagina-se que este comportamento poderá ser alterado com o tempo de operação dos SACs à medida que as raízes se aprofundarem mais no substrato poroso e/ou houver maior acúmulo de sólidos, principalmente ao longo da profundidade da zona de entrada dos SACs vegetados.

As maiores eficiências na remoção de SST foram obtidas para taxas de aplicação maiores que $600 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ em todos os SACs, independentemente do tipo de capim cultivado.

Os SACs não proporcionaram, em relação à remoção de nutrientes (N, P e K), igual padrão de comportamento observado para as variáveis DBO, DQO, ST e SST, não tendo sido ajustados a contento modelos matemáticos que pudessem representar a relação C/C_0 e a eficiência na remoção como função da TCO. Por esta razão, optou-se por apresentar apenas os dados de concentração efluente e eficiência na remoção de N nos SACs (Tabela 5).

No caso do nitrogênio, houve tendência de aumento na eficiência de remoção com o aumento das TCOs aplicadas. Os SACs cultivados com capim-tifton 85 apresentaram maior valor médio de eficiência na remoção de N-total do que os SACs cultivados com capim elefante; entretanto, verificou-se que apenas os tratamentos submetidos à TCOs de $66 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ apresentaram valores médios de eficiência significativamente diferentes.

Houve efeito positivo da presença do capim-tifton no processo de remoção de nitrogênio quando se avaliaram os tratamentos submetidos à TCOs de $130 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (CT-130, CF-130 e SV-130). O melhor desempenho de SACs vegetados em relação aos não-vegetados está relacionado à absorção deste nutriente pelas plantas e, possivelmente, à presença de maior quantidade e diversidade de micro-organismos

Tabela 5 – Valores médios e desvio padrão de concentração de N-total afluente e efluente e de eficiência na remoção de N-total, em função das taxas de carga orgânica (TCOs) aplicadas aos SACs cultivados com capins-tifton 85 e elefante

TCOs ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$)	N-total afluente ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	N-total efluente ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)		Eficiência na remoção (%)	
		Tifton-85	Elefante	Tifton-85	Elefante
66	11 ± 6	5 ± 3	9 ± 7	51 ± 29	14 ± 20
130	18 ± 7	5 ± 3	10 ± 4	70 ± 19	43 ± 20
190	25 ± 8	13 ± 12	17 ± 10	53 ± 27	34 ± 25
320	39 ± 10	17 ± 9	27 ± 18	58 ± 12	34 ± 30
570	68 ± 14	30 ± 12	34 ± 13	56 ± 12	50 ± 11

Tabela 6 – Valores médios e desvio padrão de concentração de P-total afluente e efluente, em função das taxas de carga orgânica (TCOs) aplicadas aos SACs cultivados com capins-tifton 85 e elefante

TCOs (kg.ha ⁻¹ d ⁻¹)	P-total afluente (mg.L ⁻¹)	P-total efluente (mg.L ⁻¹)	
		Tifton-85	Elefante
66	1,99 ± 0,43	3,88 ± 1,42	3,74 ± 1,77
130	3,85 ± 0,84	5,14 ± 1,06	6,66 ± 2,62
190	5,72 ± 1,26	4,99 ± 1,16	5,44 ± 1,80
320	9,45 ± 2,10	9,99 ± 1,64	7,55 ± 1,79
570	16,91 ± 3,80	14,28 ± 3,53	16,07 ± 3,52

Tabela 7 – Valores médios e desvio padrão de concentração de potássio (K) afluente e efluente, em função das taxas de carga orgânica (TCOs) aplicadas aos SACs cultivados com capins-tifton 85 e elefante

TCOs (kg.ha ⁻¹ d ⁻¹)	K afluente (mg.L ⁻¹)	K efluente (mg.L ⁻¹)	
		Tifton-85	Elefante
66	9,0 ± 2,3	8,9 ± 2,4	9,5 ± 2,2
130	14,2 ± 4,1	11,3 ± 2,5	15,0 ± 5,5
190	19,4 ± 6,0	16,4 ± 5,7	20,0 ± 8,7
320	29,9 ± 9,9	27,0 ± 10,3	27,5 ± 9,9
570	50,7 ± 17,9	47,5 ± 23,2	46,6 ± 17,7

Tabela 8 – Valores médios e desvio padrão de concentração de sódio (Na) afluente e efluente, em função das taxas de carga orgânica (TCOs) aplicadas aos SACs cultivados com capins-tifton 85 e elefante

TCOs (kg.ha ⁻¹ d ⁻¹)	Na afluente (mg.L ⁻¹)	Na efluente (mg.L ⁻¹)	
		Tifton-85	Elefante
66	17 ± 12	22 ± 19	20 ± 14
130	25 ± 19	27 ± 20	25 ± 18
190	33 ± 27	37 ± 33	37 ± 34
320	50 ± 43	51 ± 44	50 ± 44
570	83 ± 75	79 ± 61	76 ± 59

nos SACs vegetados, que lhes proporciona melhores condições, como, por exemplo, maior estabilidade térmica e maior variedade e disponibilidade de alimentos. A maior quantidade e a diversidade de micro-organismos certamente potencializam os processos de decomposição e transformação das diferentes formas de nitrogênio e, diversificando ainda mais os caminhos da remoção.

Tanner, Clayton e Upsdell (1995) relataram eficiências de remoção de nitrogênio total variando entre 48 e 80% em SACs vegetados e operando sob TCOs entre 9 e 41 kg.ha⁻¹ d⁻¹.

Considerando que a volatilização da amônia, a desnitrificação e a absorção pela planta (caso esta seja colhida) são os métodos potenciais de remoção do nitrogênio em SACs, pode-se afirmar que, nos SACs estudados, predominaram a desnitrificação e a absorção pelas plantas. Esta afirmação se baseia no fato de que durante todo o período de experimentação o líquido residente nos SACs apresentou pH mínimo de 3,74 ± 0,20 (afluente ao SAC CT-570) e máximo de 6,85 ± 0,17 (efluente do SAC CF-66) (Tabela 3), faixa de pH em que as perdas por volatilização da amônia (NH₃) são desprezíveis. Para ocorrência da desnitrificação, as condições do meio teriam de ser redutoras, o que tem sido reportado como algo pouco comum em SACs (BRASIL, 2005; FREITAS, 2006).

Na Tabela 6 são apresentados dados de concentração afluente e efluente de P-total dos SACs.

O comportamento dos SACs CT-130, CF-130 e SV-130 em relação à remoção/retenção de P-total é bastante similar ao que ocorreu na remoção/retenção de SST (Figura 2) e demonstra a relação entre a remoção de fósforo e a retenção de SST. Como grande parte do P-total presente na ARL está associada ao material orgânico em suspensão, a remoção de SST proporciona também a remoção de P-total. Diante disto, a explicação para este comportamento pode ser a mesma atribuída à remoção/retenção de SST, ou seja, supõe-se que a presença das raízes ocupando grande parte dos espaços vazios dos primeiros 10 cm de profundidade ocasione o aumento da velocidade de deslocamento do líquido nos outros 20 cm restantes da profundidade, provocando maior arraste de sólidos em suspensão para fora dos SACs vegetados. No entanto, considerando que o sistema radicular do capim-tifton 85 conseguiu atingir maior profundidade do que o sistema radicular do capim-elefante, acredita-se que este fato tenha contribuído para que não houvesse diferença significativa de desempenho na remoção de P-total entre os SACs CT-130 e SV-130.

De maneira geral e independente da presença ou não de vegetação, percebeu-se, em princípio, um desempenho bastante insatisfatório dos SACs em relação à eficiência na remoção de P-total (valores médios de C/C₀ superiores e/ou muito próximos de 1,0). No entanto, este resultado deve ser ponderado, levando-se em consideração o já comentado efeito da concentração do líquido residente proporcionado pela evaporação e evapotranspiração nos SACs.

Na Tabela 7, estão apresentados os valores afluentes e efluentes de K nos SACs. Quando avaliado o comportamento dos SACs vegetados que operaram com mesma TCOs, verificou-se não haver diferenças significativas entre as forrageiras cultivadas em relação à remoção de potássio. Entretanto, cabe aqui ressaltar que as espécies vegetais avaliadas foram bastante tolerantes às elevadas concentrações de potássio aportadas aos sistemas, não apresentando sintomas de toxicidade.

O SAC CT-130, cultivado com capim-tifton 85, foi significativamente mais eficiente na remoção de potássio do que o SAC SV-130 (sem vegetação). Houve pequeno efeito do valor da TCO sobre a eficiência de remoção de potássio nos SACs, assim como não foi satisfatória a eficiência na remoção deste elemento em nenhum dos SACs. Entretanto, devem-se ponderar os resultados de baixa eficiência dos SACs (valores de C/C₀ acima ou muito próximos de 1,0), pois aqui, tal como no caso da remoção de SST e P-total, houve interferência do efeito da concentração do líquido residente nos SACs, promovido pelos processos de evapotranspiração e evaporação, que mascaram os resultados de eficiência dos sistemas.

Assim como ocorreu com o potássio, as concentrações efluentes de sódio ficaram muito próximas às afluentes (Tabela 8), demonstrando a pequena capacidade do sistema em reter e/ou remover sódio. O sódio, assim como o potássio, não forma complexos orgânicos (LO

MONACO *et al.*, 2002) e, dessa forma, a retenção física de SST nos SACs não proporcionara, por consequência, retenção desse cátion.

Não houve diferença de desempenho entre as forrageiras no que diz respeito à remoção/retenção de sódio; apesar disso, percebeu-se certa tendência dos SACs cultivados com capim-elefante a apresentarem-se mais eficientes do que os cultivados com capim-tifton 85 nessa remoção. Houve uma tendência de os SACs cultivados a apresentarem melhor desempenho na remoção/retenção de sódio que o não-vegetado, embora essa diferença não tenha sido significativa.

As baixas eficiências dos SACs (valores de C/C_0 acima ou muito próximos de 1,0) devem ser relativizadas, pois, novamente, tal como ocorreu nos processos de remoção/retenção de SST, P-total e K, houve interferência do efeito da concentração do líquido residente nos SACs, promovido pelos processos de evapotranspiração e evaporação, mascarando os resultados de eficiência dos sistemas.

Conclusões

A presença da vegetação nos SACs não proporcionou efeito significativo na remoção de DBO, DQO, ST e SST, porém mostrou-se

importante na remoção de nitrogênio, potássio e sódio. Os SACs cultivados com capim-tifton 85 proporcionaram maior remoção de nitrogênio e potássio da água residuária que o SAC não-cultivado, enquanto o capim-elefante proporcionou maior remoção de sódio.

Os sistemas alagados construídos se mostraram eficientes na remoção de DBO, DQO, ST, SST e Nitrogênio, entretanto não se mostraram eficientes na remoção de fósforo, potássio e sódio da água residuária de laticínios.

Os resultados obtidos neste trabalho indicaram que, operando sob taxas de aplicação na faixa de 250 a 400 kg.ha⁻¹ d⁻¹, os SACs apresentaram maiores eficiências de remoção de matéria orgânica da água residuária. No que se refere à remoção de sólidos, taxas de aplicação maiores que 400 kg.ha⁻¹ d⁻¹ proporcionaram funcionamento mais eficiente dos SACs.

Sistemas alagados construídos podem ser utilizados no tratamento secundário/terciário da ARL. Além do potencial ecológico e do desempenho satisfatório, os SACs vegetados também apresentam potencial para reaproveitamento energético das plantas cultivadas nos sistemas.

Referências

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20 ed. Washington, DC: APHA, 1998.
- BRASIL, M.S. *Desempenho de sistema alagado construído para tratamento de esgoto doméstico*. 160 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, 2005.
- BRASIL, M.S.; MATOS, A.T. Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 13, n. 3, p. 323-328, 2008.
- BRASIL, M.S. *et al.* Modeling of pollution removal in constructed wetlands with horizontal subsurface flow. *Agricultural Engineering Research*, v. 13, n. 2, p. 48-56, 2007.
- _____. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 9, Suplemento, p. 133-137, 2005.
- CONAMA, Conselho Nacional de Meio Ambiente. *Legislação Ambiental. Resolução CONAMA Nº 357*, 2005.
- COPAM/CERH-MG, Conselho de Política Ambiental de Minas Gerais e Conselho Estadual de Recursos Hídricos. *Legislação do Meio Ambiente. Deliberação Normativa 01/2008*. Belo Horizonte, MG, 2008.
- FREITAS, W.S. *Desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com diferentes espécies vegetais, no tratamento de águas residuárias da suinocultura*. 159 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, 2006.
- GOMES-FILHO, R.R. *et al.* Remoção de carga orgânica e produtividade da aveia forrageira em cultivo hidropônico com águas residuárias da suinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 5, n. 1, p. 131-134, 2001.
- HEALY, M.G.; RODGERS, M.; MULQUEEN, J. Treatment of dairy wastewater using constructed wetlands and intermittent sand filters. *Bioresource Technology*, v. 98, n. 12, p. 2268-2281, 2007.
- LIM, P.E.; WONG, T.F.; LIM, D.V. Oxygen demand, nitrogen and copper removal by free-water-surface and subsurface-flow constructed wetlands under tropical conditions. *Environment International*, v. 26, n. 5-6, p. 425-431, 2001.
- LO MONACO, P.A. *et al.* Eficiência de materiais orgânicos filtrantes no tratamento de águas residuárias da lavagem de despulpa dos frutos do cafeeiro. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 10, n. 1, p. 40-47, 2002.
- MARQUES, D.M. *Terras úmidas construídas de fluxo subsuperficial*. In: CAMPOS, J.R. (Coord.). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbico e disposição controlada no solo*. Projeto PROSAB, Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 409-435.

MEIRA, C.M.B.S. et al. *Wetlands Vegetados no Polimento de Águas Superficiais Poluídas: Primeiros Resultados*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., João Pessoa, PB, 2001. Anais... João Pessoa: ABES/AIDIS, 2001, CD.

METCALF & EDDY. *Wastewater engineering, treatment, disposal, and reuse*. 3 ed. New York: McGraw-Hill Inc., 1991.

SULIMAN, F. et al. *The effect of scale on the flow and transport parameters in horizontal subsurface flow constructed wetlands*. 9th INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL. Avignon, France, Proceedings... IWA/Astee, 26th of Sept. - 1th of October 2004. OC, CD-ROM.

TANNER, C.C.; CLAYTON, J.S.; UPSDELL, M.P. Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands – II: Removal of nitrogen and phosphorus. *Water Research*, v. 29, n. 1, p. 27-34, 1995.