



Influência da carga de nutrientes e da espécie cultivada na remoção de K, Na, Cu e Zn da água residuária da suinocultura tratada em sistemas alagados construídos

doi: 10.4136/ambi-agua.1216

Received: 16 Oct. 2013; Accepted: 29 Mar. 2015

Fátima Resende Luiz Fia^{1*}; Antonio Teixeira de Matos²;
Ronaldo Fia¹; Alisson Carraro Borges²; Edgar C. Abreu²

¹Universidade Federal de Lavras (UFLA), Lavras, MG, Brasil
Departamento de Engenharia

²Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa, MG, Brasil
Departamento de Engenharia Agrícola

* Autor correspondente: e-mail: fatimarlf@deg.ufla.br,
atmatos@ufv.br, ronaldofia@deg.ufla.br, borges@ufv.br,
edgar.abreu@ufv.br

RESUMO

No presente trabalho objetivou-se avaliar a influência da carga de nutrientes e da espécie cultivada na remoção de K, Na, Cu e Zn da água residuária da suinocultura tratada em sistemas alagados construídos (SACs). Os SACs em escala piloto foram constituídos por caixas de fibra de vidro, nas dimensões de 0,6 m de altura x 0,5 m de largura x 2,0 m de comprimento. Nos SAC₃, SAC₅, SAC₇ e SAC₉ foi plantado o capim-tifton 85 (*Cynodon* spp.) e nos SAC₂, SAC₄, SAC₆ e SAC₈ foi plantada a taboa (*Typha latifolia*). A diferenciação na carga foi realizada com a aplicação de diferentes vazões afluentes nos SACs, que corresponderam a taxas de carregamento de potássio (TC_K), sódio (TC_{Na}), cobre (TC_{Cu}) e zinco (TC_{Zn}) de 21,6; 15,2; 0,017 e 0,140 (SAC₂ e SAC₃), 43,4; 30,6; 0,035 e 0,281 (SAC₄ e SAC₅), 61,1; 43,0; 0,05 e 0,395 (SAC₆ e SAC₇) e 74,4; 52,4; 0,060 e 0,481 kg ha⁻¹ d⁻¹ (SAC₈ e SAC₉). As variáveis foram avaliadas estatisticamente no esquema fatorial 2 x 4 (2 espécies e 4 taxas de carga de nutrientes) no delineamento em blocos casualizados (DBC). Verificou-se que nem a carga aplicada nem o tipo de espécie cultivada influenciaram significativamente na remoção Na, Cu e Zn pelos SACs, exceto para K, no qual a carga aplicada demonstrou influência na remoção deste constituinte.

Palavras-chave: nutrientes, tratamento, wetlands.

Influence of nutrient loading and species cultivated on the removal of K, Na, Cu and Zn from swine wastewater treated in constructed wetlands

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the influence of nutrient loading and species cultivated in removing K, Na, Cu and Zn from swine wastewater treated in constructed wetlands (SACs). The experiment consisted of eight SACs, built on a pilot scale. SAC₃, SAC₅, SAC₇ and SAC₉

were planted with Tifton-85 bermudagrass (*Cynodon* spp.) and SAC₂, SAC₄, SAC₆ and SAC₈ were planted with cattail (*Typha latifolia*). The difference in load was made by applying different inflows to the SACs, corresponding to loading rates of potassium (TC_K), sodium (TC_{Na}), copper (TC_{Cu}) and zinc (TC_{Zn}) of 21.6, 15.2, 0.017 and 0.140 (SAC₂ and SAC₃), 43.4, 30.6, 0.035 and 0.281 (SAC₄ and SAC₅), 61.1, 43.0, 0.05 and 0.395 (SAC₆ and SAC₇), and 74.4; 52.4, 0.060 and 0.481 kg ha⁻¹ d⁻¹ (SAC₈ and SAC₉). The variables were statistically evaluated in a 2 x 4 factorial (2 species and 4 rates of nutrient loading) in a randomized block design. It has been found that neither the applied load nor the type of species cultivated influenced the removal of Na, Cu and Zn from the SACs, except for K, for which the load applied influenced the removal of this constituent.

Keywords: nutrients, treatment, wetlands.

1. INTRODUÇÃO

As águas residuárias da suinocultura (ARS) apresentam em sua composição metais alcalinos como o potássio e o sódio, os quais, dependendo da concentração, podem ser restritivos quanto ao seu aproveitamento na agricultura e metais pesados, sendo os mais expressivos o cobre e o zinco (Scherer et al., 2010; Basso et al., 2012).

Diferentemente dos elementos nitrogênio e fósforo, que causam impactos ambientais negativos quando dispostos excessivamente nas águas superficiais, os metais alcalinos são deixados em segundo plano quando da avaliação de sistemas de tratamento de águas residuárias (Matos et al., 2009a; 2010b), uma vez que estes constituintes não são variáveis normalmente associadas à qualidade do efluente de um sistema de tratamento que, na maioria das vezes, visa a sua disposição em corpos de água. Todavia, o potássio e o sódio estão incluídos entre os nutrientes absorvidos pelos vegetais e, por esta razão, suas concentrações devem ser necessariamente mensuradas (Fia et al., 2008; Matos et al., 2008; 2010a)

Nas águas residuárias da suinocultura, o cobre e o zinco também têm sido motivo de preocupação, uma vez que são importantes componentes do suplemento dietético de rações e de formulação de antibióticos (Muniz et al., 2010), aumentando os riscos de contaminação ambiental. Sabe-se que a ARS pode ser reutilizada com fins agrícolas ou ainda, depois de tratada, lançada em corpos de água, desde que respeitada a legislação vigente. Embora a ARS apresente baixas concentrações de Cu e Zn, relativamente aos macronutrientes, e esses serem considerados micronutrientes, sua aplicação em doses excessivas pode resultar em acúmulo desses elementos no ambiente, o que pode acarretar intoxicação não só às plantas, mas também nos diferentes níveis da cadeia alimentar (Dal Bosco et al., 2008; Tangbovornthamma e Iwai, 2010; Smanhotto et al., 2010; Nascimento et al., 2014).

Sendo assim, a escolha da tecnologia de tratamento de águas residuárias empregada nas áreas de criação de animais e exploração agrícola vem sendo focada em sistemas que conjuguem baixo custo e simplicidade operacional. Entre estes estão os sistemas alagados construídos (SACs), que vêm sendo implantados com bons resultados na remoção de matéria orgânica e nutrientes de diferentes tipos de águas residuárias. A aplicabilidade de SACs de escoamento horizontal tem sido relatada com frequência em estudos realizados em países de clima temperado (Vymazal, 2010; Vymazal e Kröpfelová, 2011; Vymazal, 2014) e também em países de clima tropical (Fia et al., 2008; 2011; Matos et al., 2012; 2010b).

Assim, neste trabalho objetivou-se estudar o desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal (SACs), cultivados com *Typha latifolia* e *Cynodon* spp., quando submetidos a quatro taxas de carga de nutrientes, no tratamento da ARS, no que se refere à remoção de macro e micronutrientes.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento, conduzido na Universidade Federal de Viçosa, foi constituído por oito sistemas alagados de escoamento subsuperficial horizontal (SACs), construídos sob casa de vegetação para o tratamento das águas residuárias da suinocultura (ARS).

Os SACs em escala piloto foram constituídos por caixas de fibra de vidro, nas dimensões de 0,6 m de altura x 0,5 m de largura x 2,0 m de comprimento, assentadas sobre o solo, em declividade de 0,01 m m⁻¹. Objetivando-se regularizar a velocidade da ARS, nas seções de entrada e saída, preencheu-se 0,10 m com brita n° 2 (diâmetro de 19 a 25 mm) a montante e a jusante, respectivamente, enquanto todo o restante do leito do SAC foi preenchido com brita zero (diâmetro D-60 = 7,0 mm, coeficiente de uniformidade - CU D60/D10 = 1,6 e volume de vazios inicial de 0,494 m³ m⁻³) até a altura de 0,55 m, deixando-se uma borda livre de 0,05 m. O nível d'água foi mantido a 0,05 m abaixo da superfície do material suporte.

Nos SAC₃, SAC₅, SAC₇ e SAC₉ foi plantado o capim-tifton 85 (*Cynodon spp.*) e nos SAC₂, SAC₄, SAC₆ e SAC₈ foi plantada a taboa (*Typha latifolia*). A densidade de plantio foi de 14 propágulos por m² (14 propágulos por SAC) para taboa e de 20 propágulos por m² (20 propágulos por SAC) para o tifton 85.

A aplicação da ARS nos SACs foi feita, por meio de bomba dosadora a solenoide da marca ProMinent CONCEPT (vazão entre 0,7 L h⁻¹ e 23 L h⁻¹), de forma diferenciada entre os SACs por meio da variação da vazão afluyente aplicada. Quatro diferentes vazões foram aplicadas aos sistemas, e considerando-se a variação nas características físico-químicas apresentadas pela ARS, foram obtidos os valores dos diferentes tempos de detenção hidráulica e as taxas de aplicação dos nutrientes nos SACs (Tabela 1).

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 afluyente e do efluente, quantificando-se as variáveis: potássio total (K) e sódio total (Na), por fotometria de chama, em 10 amostragens; cálcio (Ca), magnésio (Mg), cobre (Cu) e zinco (Zn), por espectrometria de absorção atômica, em 7 amostragens (APHA et al., 2005).

Tabela 1. Características operacionais e cargas de nutrientes aplicadas aos nove SACs durante a condução experimental.

SACs	TDH* (d)	Taxa de carga de nutrientes (kg ha ⁻¹ d ⁻¹)			
		TC _K **	TC _{Na} **	TC _{Cu} **	TC _{Zn} **
SAC ₂	11,8±1,1	21,8±14,9	15,3±10,0	17,6±15,3	140,8±122,4
SAC ₃	12,0±1,2	21,5±14,7	15,1±9,8	17,4±15,1	138,8±120,7
SAC ₄	5,9±0,6	43,5±29,7	30,6±19,9	35,2±30,6	281,1±244,4
SAC ₅	5,9±0,6	43,4±29,7	30,6±19,9	35,2±30,6	280,9±244,3
SAC ₆	4,2±0,4	61,1±41,8	43,0±28,0	49,5±43,0	395,1±343,7
SAC ₇	4,2±0,3	61,2±41,8	43,1±28,1	49,6±43,1	395,7±344,1
SAC ₈	4,0±1,1	68,3±46,7	48,1±31,3	55,4±48,2	442,1±384,5
SAC ₉	3,2±0,3	80,5±55,0	56,7±36,9	65,3±56,7	520,8±453,0

*TDH - tempo de detenção hidráulica;

**TC_K, TC_{Na}, TC_{Cu} e TC_{Zn} - Taxa de carga de potássio, sódio, cobre e zinco tomada com base na área superficial dos SACs.

Tais variáveis foram avaliadas estatisticamente no esquema fatorial 2 x 4 (2 espécies e 4 taxas de carga de nutrientes) no delineamento em blocos casualizados (DBC) com o número de repetições para cada variável em função do número de amostragens (repetições no tempo).

Os dados foram submetidos à análise de variância e de regressão. Para o fator qualitativo, as médias foram comparadas utilizando-se o teste F; e havendo interação significativa entre a espécie cultivada e o tratamento aplicado, fez-se o desdobramento da mesma. As análises de variância e regressão foram realizadas utilizando-se o programa estatístico SAEG® (Ribeiro Jr., 2001).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Condições ambientais e operacionais

A umidade relativa do ar mínima alcançou valor médio igual a 39,7%, valor este inferior aos 76,3% obtido no ambiente externo à casa de vegetação. A temperatura ambiente na casa de vegetação alcançou valores máximos elevados comparados aos valores de temperatura ambiente para a região do estudo, sendo a média de 33,3°C, superior à média de 18,2°C do ambiente externo à casa de vegetação, obtida na estação meteorológica automática de Viçosa, monitorada pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Esta combinação de baixa umidade e elevada temperatura do ar, verificada no interior da casa de vegetação, pode ter favorecido e intensificado o processo de evapotranspiração das espécies cultivadas nos SACs (Fia et al., 2014). Apesar das elevadas temperaturas do ar no interior da casa de vegetação, a temperatura média do líquido residente nos SACs, durante a condução experimental, foi de 22,7°C, sendo os extremos mínimos e máximos registrados de 20,3 e 25,0°C.

A vazão efluente aos SACs foi menor que a vazão afluyente, devido às perdas ocasionadas pela evaporação do líquido residente, e pela evapotranspiração proporcionada pelas plantas cultivadas nos SACs (Tabela 2). Assim, as medições realizadas na vazão efluente do sistema evidenciaram variações entre esta e a vazão afluyente. O volume escoado dos SACs foi de 8 a 12% menor que o volume da ARS aplicado aos sistemas. No SAC₈ esta variação foi da ordem de 15%.

Tabela 2. Vazões médias afluentes e efluentes dos SACs e estimativa das lâminas de água perdidas por evaporação e evapotranspiração nos SACs.

SACs	Qa* (m ³ d ⁻¹)	Qe** (m ³ d ⁻¹)	Δ*** (mm d ⁻¹)
SAC ₂	0,02137	0,01877	2,60
SAC ₃	0,02094	0,01821	2,73
SAC ₄	0,04254	0,03874	3,80
SAC ₅	0,04204	0,03642	5,61
SAC ₆	0,05928	0,05432	4,96
SAC ₇	0,05941	0,05279	6,62
SAC ₈	0,06463	0,05537	9,26
SAC ₉	0,07798	0,07006	7,93

* Qa – vazão média afluyente aos SACs;

** Qe - vazão média efluente aos SACs;

*** Δ – estimativa de perda de água nos SACs.

Brasil e Matos (2008) verificaram que a porcentagem de água perdida em relação à lâmina afluyente variou entre 11 e 27%, o que conduziu a uma perda entre 4 e 14 mm d⁻¹, em SACs cultivados com taboa e utilizados no tratamento de esgoto doméstico, em Viçosa-MG. Os dados observados no presente trabalho ficaram dentro da faixa de valores observados em SACs instalados externos à casa de vegetação e mesma condição ambiental (Viçosa-MG). As perdas de água observadas no presente trabalho foram inferiores às perdas de 50% obtidas por Sousa et al. (2004), sob temperaturas de 30 a 34°C, em Campina Grande-PB.

Em relação ao capim-tifton 85, não se encontrou, na literatura, dados relativos à taxa evapotranspirométrica, quando cultivado em ambientes alagados. No entanto, valores entre 2,5 e 6,5 mm d⁻¹, foram obtidos quando do seu cultivo em solo, sob temperatura ambiente média do ar entre 17 e 26°C (Abelleyra et al., 2008). Apesar dos autores não terem informado a umidade relativa do ar e a disponibilidade de água no solo, verifica-se que os valores foram próximos aos obtidos neste trabalho.

3.2. Sólidos suspensos totais, condutividade elétrica e potencial hidrogeniônico

As médias de remoção de SST variaram entre 84 e 90% nos SACs. Apesar de a concentração de SST afluente aos SACs ter variado entre 104 e 2.440 mg L⁻¹, as concentrações efluentes não acompanharam esta instabilidade da concentração afluente (Tabela 3), indicando que o sistema foi pouco sensível às variações de carga e que apresentou grande capacidade em amortecê-las, semelhante ao observado por Matos et al. (2010b) no tratamento de ARS em SACs.

Observando a Tabela 3, nota-se que houve diferença estatística nas concentrações efluentes de CE em função das taxas de carga orgânica aplicadas. Já entre as espécies vegetais não houve diferença significativa. Verifica-se também que a magnitude da CE do efluente seguiu tendência de aumento na mesma ordem do aumento das taxas de carga orgânica aplicadas aos sistemas. No entanto, verificou-se que durante a operação dos SACs, os valores de CE do efluente foram menores que a do afluente, tal como observado por Matos et al. (2010a), ao avaliarem SACs cultivados com diferentes espécies vegetais no tratamento de efluentes da suinocultura. O aumento nos valores de CE dos efluentes era esperado devido à degradação do material orgânico presente na ARS, quando são liberados íons para a solução, e também às perdas de água por evapotranspiração (Tabela 2), que, dessa forma, proporcionariam aumento na concentração iônica no líquido residente. Diante dos resultados, acredita-se que a redução nos 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.

Tabela 3. Valores médios e desvio padrão de condutividade elétrica (CE), pH e sólidos suspensos totais (SST) afluente e efluente dos SACs.

SACs	CE (dS m ⁻¹)	pH	SST (mg L ⁻¹)
Afluente	4,30±0,41	7,68±0,33	953±803
SAC ₂	3,65±0,74b	7,92±0,09b	52±15
SAC ₃	3,57±0,71ab	7,91±0,11b	51±19
SAC ₄	3,78±0,78c	7,83±0,19c	46±34
SAC ₅	3,87±0,61c	7,88±0,17c	57±24
SAC ₆	4,02±0,55d	7,81±0,15d	58±25
SAC ₇	3,88±0,75d	7,85±0,16d	52±28
SAC ₈	4,00±0,50e	7,79±0,17e	52±25
SAC ₉	3,97±0,62e	7,82±0,18e	48±23

Nota: Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Matos et al. (2009b) obtiveram valores inferiores aos verificados no presente trabalho para a CE, sendo de 2,1 e 1,4 dS m⁻¹ no afluente e no efluente de SACs cultivados com diferentes espécies vegetais, incluindo a taboa e o capim-tifton 85, no tratamento da ARS. Os valores de CE foram próximos aos obtidos por Pearson (2007), que verificou que a *Typha*

latifolia mostrou-se sensível, quando cultivada em ambientes com CE superior a 4,0 dS m⁻¹. No entanto, este autor cultivou a taboa em águas salinas e não em águas residuárias. Torna-se importante ressaltar que ao se medir a CE quantificam-se os íons em solução, entretanto, outros compostos orgânicos em solução e não ionizados podem não contribuir para os valores de CE medidos, mas podem proporcionar diminuição no potencial osmótico da solução, impedindo a absorção de água e nutrientes pelas plantas (Fia, 2008).

Nota-se, avaliando os dados apresentados na Tabela 3, que os valores médios efluentes de pH foram maiores que o valor médio afluente. Para as demais taxas de carga orgânica também se constatou diferença ($p < 0,05$) entre os valores efluentes de pH.

Apesar da variabilidade dos valores observados de pH entre os tratamentos, estes estiveram dentro da faixa na qual são proporcionadas condições ideais para a sobrevivência das bactérias responsáveis pela degradação da matéria orgânica, que varia de 6,0 a 9,0 (Metcalf & Eddy, 2003). Para melhor desempenho de espécies vegetais em relação à absorção de nutrientes, os valores de pH devem estar próximos aos da neutralidade (Brix et al., 2002). Maior absorção de nutrientes está relacionada à maior produção de biomassa pela espécie vegetal, por isso, valores de pH que afetam o crescimento da taboa podem, também, alterar a disponibilidade de carbono e nutrientes necessários à fotossíntese. Matos et al. (2009b) verificaram valores de pH entre 7,0 e 7,1 no tratamento de efluentes da suinocultura em SACs cultivados com capim-tifton 85 e taboa. No presente trabalho, mesmo com a observação de tendência de elevação do pH efluente, os valores encontrados podem ser considerados adequados ao desenvolvimento das espécies vegetais avaliadas.

3.3. Desempenho dos SACs na remoção de macronutrientes

Na Tabela 4 estão apresentadas as concentrações médias e o desvio-padrão das concentrações de potássio (K), sódio (Na), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) afluente e efluentes dos SACs, bem como as eficiências de remoção de K e Na.

O potássio e o sódio estão incluídos entre os nutrientes absorvidos pelos vegetais e, por esta razão, suas concentrações devem ser avaliadas; além disso, águas residuárias de origem agroindustrial, geralmente, possuem elevadas concentrações de potássio e sódio em relação àquelas encontradas em efluentes domésticos e esse excesso de sódio e potássio pode ser danoso às plantas cultivadas nos SACs, tal como observado por Fia et al. (2008). A concentração elevada de potássio e de outros sais na zona radicular resulta em diminuição no potencial osmótico da solução e no fluxo de água no sentido solo-planta-atmosfera, com consequente redução na transpiração da planta, afetando seu crescimento (Neves et al., 2009) e, conseqüentemente, redução da absorção de nutrientes. Outro fator a ser considerado para a quantificação de cátions alcalinos é o potencial aproveitamento agrícola de efluentes. Elevadas concentrações de potássio e sódio em relação às de cálcio e magnésio, podem causar dispersão da argila, promovendo a desagregação do solo e, por consequência, diminuição de sua permeabilidade, além de proporcionar problemas de desbalanço químico no solo (Caovilla et al., 2010; Matos et al., 2014a; 2014b).

Tanto na remoção de potássio como na remoção de sódio, não houve tendência de comportamento em relação às eficiências de remoção nos SACs, tendo havido forte oscilação durante todo o período de monitoramento do sistema.

Verifica-se na Tabela 4 que o tipo de espécie cultivada não influenciou na remoção de potássio ($p > 0,05$) pelos SACs, tal como observado com o pH e a CE. No entanto, a carga de nutrientes aplicada aos SACs influenciou a remoção deste constituinte ($p < 0,05$). Quanto ao sódio, verificou-se não haver diferença entre as eficiências de remoção ($p > 0,05$), independente da taxa de carga aplicada e as espécies cultivadas nos SACs.

Tabela 4. Valores médios e desvio-padrão da concentração afluente e efluente de potássio (K), sódio (Na), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) e eficiências médias (%) de remoção de K e Na, obtidos durante o período de operação dos SACs.

SACs	K		Na		Ca	Mg
	(mg L ⁻¹)	Rem*. (%)	(mg L ⁻¹)	Rem*. (%)	(mg L ⁻¹)	(mg L ⁻¹)
Afluente	137±116	-	79±55	-	38±14	16,7±5,8
SAC ₂	104±66	27±17a	66±43	24±23a	22±16	6,0±1,4
SAC ₃	105±66	27±17a	67±40	20±19a	27±15	6,6±1,7
SAC ₄	107±69	22±17b	68±40	11±29a	26±17	6,3±2,1
SAC ₅	104±63	27±18b	68±38	12±38a	24±17	6,1±2,1
SAC ₆	116±70	15±16c	68±37	2±54a	26±18	6,4±2,4
SAC ₇	121±74	15±14c	66±36	11±39a	28±20	6,6±2,4
SAC ₈	114±79	26±14d	64±37	23±24a	27±16	6,7±3,1
SAC ₉	122±108	20±16d	64±37	17±28a	21±15	5,9±2,0

*Rem. – Porcentagem de remoção de K e Na 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.

Matos et al. (2010b) obtiveram eficiências de remoção que variaram de 29 a 46%, para uma taxa de aplicação média de 36 kg ha⁻¹ d⁻¹ de potássio proveniente de ARS. Em relação ao sódio, este autor obteve eficiências entre 18 e 28% para uma carga média de 11 kg ha⁻¹ dia⁻¹, sendo que no presente trabalho foi aplicado entre 15 e 56 kg ha⁻¹ d⁻¹ de Na. Tratando efluentes de laticínios em SACs vegetados com capim-tifton 85 e submetidos a diferentes cargas orgânicas, Matos et al. (2012) verificaram eficiências entre 1 e 20% para remoção de K quando aplicados de 2,4 a 14 kg ha⁻¹ d⁻¹ de K em efluentes de laticínio, e acúmulo de Na nos SACs avaliados quando aplicados de 3,3 a 22,1 kg ha⁻¹ d⁻¹ Na (dados calculados com base nos valores médios apresentados pelos autores).

Prata et al. (2013) concluíram que os SACs cultivados com lírio amarelo (*Hemerocallis flava*) e submetidos a cargas de 14,2 kg ha⁻¹ d⁻¹ de K e 59 kg ha⁻¹ d⁻¹ de Na provenientes do esgoto doméstico, foram capazes de remover em média 10,5% do K e 16,7% do Na aportados aos sistemas. Com base nos resultados relatados por outros autores, considera-se que as eficiências de remoção de potássio e de sódio podem ser consideradas satisfatórias e em conformidade com aquelas observadas em outros estudos.

A partir dos dados apresentados na Tabela 4, nota-se que houve redução média nas concentrações de cálcio (26% a 45%) e magnésio (60 a 65%) efluente aos SACs. Como o cálcio e o magnésio são elementos essenciais às plantas, podendo ser diretamente absorvidos pelas culturas, poderia se esperar maior remoção nos SACs. Entretanto, não se verificou grande diferença entre aqueles cultivados com o capim-tifton 85 e os cultivados com a taboa, os quais apresentaram reduzido crescimento vegetativo, por esta razão, acredita-se que as plantas tenham tido pequena participação na remoção destes nutrientes.

3.4. Desempenho dos SACs na remoção de micronutrientes (Cu e Zn)

Na Tabela 5 estão apresentados os valores médios de concentração de cobre e zinco quantificados nas amostras afluentes e efluentes dos SACs, bem como as eficiências médias de remoção destes micronutrientes nos sistemas.

É importante destacar que foi detectada a presença de cobre em todas as amostras afluentes e, no que se refere aos efluentes, apenas na terceira amostragem, em todos os SACs, e na última amostragem, nos efluentes dos SAC₂, SAC₄ e SAC₅. Nas demais amostras não foram detectadas a presença deste micronutriente. Em relação ao Zn, sua presença nos

efluentes dos SACs foi detectada em algumas amostragens. Verifica-se, na Tabela 5, que a remoção de Cu nos SACs foi elevada, não havendo tendência de aumento ou redução em relação à carga aplicada (Tabela 1). Quanto ao Zn, alguns SACs apresentaram menores eficiências na sua remoção da ARS, quando comparados ao Cu, e foi verificada maior oscilação entre os valores obtidos nos diferentes SACs, não sendo possível perceber tendência clara de comportamento. Para os dois micronutrientes, observou-se que não houve diferença significativa ($p > 0,05$) das médias de remoção para as diferentes taxas de carregamento aplicadas aos SACs, nem mesmo entre as espécies avaliadas.

Tabela 5. Valores médios de concentração afluente e efluente de cobre (Cu) e zinco (Zn) e eficiências médias de sua remoção (%) da ARS, obtidos durante o período de operação dos SACs.

SACs	Cu		Zn	
	($\mu\text{g L}^{-1}$)	Rem* . (%)	($\mu\text{g L}^{-1}$)	Rem* . (%)
Afluente	94,0 \pm 70,1	-	750 \pm 559	-
SAC2	1,5 \pm 3,5	97 \pm 08a	52 \pm 81	75 \pm 59a
SAC3	1,8 \pm 4,9	96 \pm 11a	81 \pm 167	51 \pm 122a
SAC4	2,8 \pm 7,0	94 \pm 16a	7 \pm 18	98 \pm 06a
SAC5	2,2 \pm 4,1	96 \pm 08a	36 \pm 83	95 \pm 09a
SAC6	1,3 \pm 3,5	97 \pm 08a	92 \pm 190	76 \pm 40a
SAC7	1,5 \pm 4,2	96 \pm 10a	132 \pm 261	69 \pm 43a
SAC8	4,0 \pm 11,3	91 \pm 24a	88 \pm 226	92 \pm 20a
SAC9	1,8 \pm 4,9	96 \pm 11a	14 \pm 39	99 \pm 03a

*Rem. – Porcentagem de 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.

Mecanismos físicos, químicos e físico-químicos de retenção de metais nos sedimentos incluem filtração, imobilização por precipitação oxidativa, sedimentação de metais particulados, adsorção por troca catiônica, complexação pela matéria orgânica e redução de sulfato (Kadlec e Wallace, 2008). Acredita-se que o principal mecanismo de remoção de Cu e Zn neste trabalho esteja relacionado às maiores remoções de SST (Tabela 3).

Os maiores valores de pH observados nos SACs, também podem ter favorecido a precipitação do zinco e do cobre, já que esses cátions ficam menos solúveis em condições de pH neutro (Borne et al., 2013). Em condições anaeróbicas e na presença de sulfetos, o zinco pode formar complexos com muitos ligantes orgânicos e inorgânicos e, dessa forma, ter sua mobilidade reduzida. Em pH mais elevado (pH ~8,0), pode ocorrer a precipitação de zinco na forma de sais. Já o cobre é adsorvido mais fortemente que outros cátions bivalentes, sendo esta ligação menos influenciada por mudanças no pH que no caso de outros metais. Em ambientes com pH acima de 6 a precipitação é o processo dominante (Lamim et al., 2001).

Neste trabalho, acredita-se que o fator que mais contribuiu para a remoção destes micronutrientes tenha sido a sedimentação juntamente com a retenção do material orgânico em suspensão, tendo em vista os elevados percentuais de remoção de SST, como observado na Tabela 3. Pois a taboa removeu em média menos que 1 kg ha⁻¹ de Cu e de Zn, e o capim-tifton 85 menos que 4 kg ha⁻¹, de um total aportado nos sistemas de 2,0 a 7,8 kg ha⁻¹ de Cu e de 16,8 a 62,4 kg ha⁻¹ de Zn durante os 120 dias de condução do experimento (Fia et al., 2011).

Matos et al. (2010b) observaram tendência em se obter maiores eficiências na remoção de Cu no SAC cultivado com capim-tifton 85 (90%). Em relação às remoções de Zn, diferentemente do que foi observado neste trabalho, Matos et al. (2010b) obtiveram, em todos os SACs, eficiências superiores a 88%, mesmo aplicando cargas (250 e 1.580 g ha⁻¹ d⁻¹ de Cu e Zn) superiores às aplicadas neste trabalho, que variaram entre 17 e 65 g ha⁻¹ d⁻¹ de Cu, e 140 e 520 g ha⁻¹ d⁻¹ de Zn.

4. CONCLUSÃO

A taboa não se adaptou às condições impostas pelas elevadas cargas de nutrientes aplicadas, e não apresentou bom desempenho agrônômico. A partir dos resultados constata-se que o capim-tifton 85 foi o mais indicado para o cultivo em SACs utilizados no tratamento da ARS em clima tropical.

Houve diferença entre as cargas de nutrientes aplicadas aos SACs no que se refere à remoção de K, sendo que as eficiências médias de remoção variaram entre 15 e 27%. Com base no potássio a maior carga a ser aplicada em SACs deve ser inferior a 22 kg ha⁻¹ d⁻¹.

As eficiências médias de remoção de Na, Cu e Zn variaram entre 2 e 24%, 91 e 97% e 51 e 100%, respectivamente, não sendo verificada diferença significativa entre as diferentes espécies cultivadas e as taxas de carregamento de nutrientes aplicadas.

As remoções de K, Na, Cu e Zn foram consideradas satisfatórias pelas características destes elementos, que não sofrem transformações quanto ao potencial de oxirredução nos SACs, além da elevada carga de nutrientes aplicada aos SACs. As eficiências de remoção se assemelharam aos valores observados na literatura.

5. REFERÊNCIAS

- ABELLEYRA, D.; VERDÚ, A. M. C.; KRUK, B. C.; SATORRE, E. H. Soil water availability affects green area and biomass growth of *Cynodon dactylon*. **Weed Research, Doorwerth**, v. 48, n. 3, p. 248–256, 2008. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-3180.2008.00624.x>
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION - AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION - WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th. ed. Washington, D.C., 2005.
- BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; FLORES, É. M. M.; GIROTTO, E. Teores totais de metais pesados no solo após aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 42, n. 4, p. 653-659, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782012000400012>
- BORNE, K. E.; FASSMAN, E. A.; TANNER, C. C. Floating treatment wetland retrofit to improve stormwater pond performance for suspended solids, copper and zinc. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 54, n. 1, p. 173-182, 2013.
- 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, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522008000300012>

- BRIX, H.; DYHR-JENSEN, K.; LORENZEN, B. Root-zone acidity and nitrogen source affects *Typha latifolia* L. growth and uptake kinetics of ammonium and nitrate. **Journal of Experimental Botany**, Oxford, v. 53, n. 379, p. 2441-2450, 2002. <http://dx.doi.org/10.1093/jxb/erf106>
- CAOVILLA, F. A.; SAMPAIO, S.C.; SMANHOTTO, A.; NÓBREGA, L. H. P.; QUEIROZ, M. M. F.; GOMES, B. M. Características químicas de solo cultivado com soja e irrigado com água residuária da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 7, p. 692-697, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662010000700002>
- DAL BOSCO, T. C.; SAMPAIO, S. C.; OPAZO, M. A. U.; GOMES, S. D.; NÓBREGA, L. H. P. Aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja: cobre e zinco no material escoado e no solo. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 28, n. 4, p. 699-709, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162008000400010>
- FIA, F. R. L.; MATOS, A. T.; FIA, R.; LAMBERT, T. F.; MATOS, M. P. Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 6, p. 77-89, 2011. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.175>
- FIA, R.; MATOS, A. T.; FERREIRA, P. A.; TEODORO, P. E. P.; SCHUERY, F. C.; LUIZ, F. A. R. 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**, Viçosa, v. 16, n. 4, p. 436-448, 2008.
- FIA, R. **Desempenho de sistemas alagados construídos no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro**. 2008. 181f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2008.
- FIA, R.; VILAS BOAS, R. B.; CAMPOS, A. T.; FIA, F. R. L.; SOUZA, E. G. Removal of nitrogen, phosphorus, copper and zinc from swine breeding waste water by bermudagrass and cattail in constructed wetland systems. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 34, n. 1, p. 112-113, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162014000100013>
- KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment wetlands**. 2nd ed. Florida: CRC Press, 2008. 1016p.
- LAMIM, A. P. B.; JORDÃO, C. P.; PEREIRA, J. L.; BELLATO, C. R. Caracterização química e física de turfa litorânea e avaliação da adsorção competitiva por cobre e zinco. **Química Nova**, São Paulo, v. 24, n. 1, p. 18-23, 2001. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422001000100005>
- MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; LO MONACO, P. A. V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias de indústria de laticínios. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 32, n. 6, p. 1144-1155, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162012000600016>

- MATOS, A. T. DE; ABRAHÃO, S. S.; BORGES, A. C.; MATOS, M. P. de. 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, 2010a. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522010000100010>
- 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. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 4, n. 2, p. 31-45, 2009a. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.84>
- MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; FIA, R.; MATOS, M. P. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura visando seu reúso. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v. 17, n. 5, p. 383 - 391, 2009b.
- MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 5, n. 2, p. 119-132, 2010b. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.142>
- MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O. G. Desempenho agrônômico de capim tifton 85 (*Cynodon spp.*) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 3, n. 1, p. 43-53, 2008. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.41>
- MATOS, A. T.; ALMEIDA NETO, O. B.; MATOS, M. P. Saturação do complexo de troca de solos oxidicos com sódio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 5, p. 501-506, 2014a. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662014000500006>
- MATOS, A. T.; MARTINS, P. O.; LO MONACO, P. A. V. Alterações químicas no solo após fertirrigação do capim mombaça com água residuária de curtume. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v. 22, n. 2, p. 128-137, 2014b.
- METCALF & EDDY, Inc. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4th ed. New York: McGraw-Hill, 2003, 1819p.
- MUNIZ, M. H. B.; BERTO, D. A.; AUGUSTO, R. M. N.; TRINDADE NETO, M. A.; WECHSLER, F. S.; LO TIERZO, V.; HAUPTLI, L. Fontes de minerais orgânicos e inorgânicos para leitões desmamados. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 40, n. 10, p. 2163-2168, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782010001000018>
- NASCIMENTO, A. L. SAMPAIO, R. A.; CRUZ, JUNIO, G. R. Z.; BARBOSA, C. F.; FERNANDES, L. A. Metais pesados em girassol adubado com lodo de esgoto submetido a diferentes processos de estabilização. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 7, p. 694-699, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662014000700004>
- NEVES, A. L. R.; LACERDA, C. F.; GUIMARÃES, F. V. A.; GOMES FILHO, E.; FEITOSA, D. R. C. Trocas gasosas e teores de minerais no feijão-de-corda irrigado com água salina em diferentes estádios **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 13, suppl., p. 873-881, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662009000700009>

- PRATA, R. C. C.; MATOS, A. T.; CECOM, P. R.; LO MONACO, P. A. V.; PIMENTA, L. A. Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos cultivados com lírio-amarelo. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 33, n. 6, p. 1144-1155, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162013000600007>
- PEARSON, K. E. **Salinity, sodicity and flooding tolerance of selected plant species of the northern Cheyenne reservation**. [S.l.]: College of Agriculture; Montana State University. Disponível em: http://waterquality.montana.edu/docs/methane/cheyenne_highlight.shtml. Acesso em: 15 abr. 2007.
- RIBEIRO Jr., J. I. **Análises estatísticas no SAEG**. Viçosa: UFV, 2001. 301p.
- SCHERER, E. E.; NESI, C. N.; MASSOTTI, Z. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 4, p. 1375-1383, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000400034>
- SMANHOTTO, A.; SOUSA, A. P.; SAMPAIO, S. C.; NÓBREGA, L. H. P.; PRIOR, M. Cobre e zinco no material percolado e no solo com a aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 2, p. 347-357, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162010000200017>
- SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A. C.; LIMA, E. P. C.; HENRIQUE, I. N. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reatores UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 4, p. 285-290, 2004. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522004000400004>
- TANGBOVORNTHAMMA, P.; IWAI, C. B. Ecological risk assessment of using swine wastewater for agriculture. **International Journal of Environmental and Rural Development**, Tóquio, v. 1, n. 2, p. 18-22, 2010.
- VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment. **Water**, Basileia, v. 2, n. 3, p. 530-549, 2010. <http://dx.doi.org/10.1080/20016491089253>
- VYMAZAL, J. Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: a review. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 73, n. 1, p. 724-751, 2014.
- VYMAZAL, J.; KROPFLOVA, L. A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: first 2 years of operation. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 37, p. 90-98, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.03.004>