



REGINA BATISTA VILAS BÔAS

**AVALIAÇÃO DE SISTEMAS ALAGADOS
CONSTRUIDOS COMBINADOS COM
DIFERENTES CONFIGURAÇÕES**

LAVRAS - MG

2013

REGINA BATISTA VILAS BÔAS

**AVALIAÇÃO DE SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS
COMBINADOS COM DIFERENTES CONFIGURAÇÕES**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração em Construções, Ambiência e Tratamento de Resíduos, para a obtenção do título de Mestre.

Orientadora

Dra. Fátima Resende Luiz Fia

LAVRAS - MG

2012

**Ficha Catalográfica Elaborada pela Divisão de Processos Técnicos da
Biblioteca da UFLA**

Vilas Bôas, Regina Batista.

Avaliação de sistemas alagados construídos combinados com diferentes configurações / Regina Batista Vilas Bôas. – Lavras : UFLA, 2013.

161 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2012.

Orientador: Fátima Resende Luiz Fia.

Bibliografia.

1. Água residuária. 2. Suinocultura. 3. Wetlands. 4. Escoamento.
5. Tratamento. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 628.16846

REGINA BATISTA VILAS BÔAS

**AVALIAÇÃO DE SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS
COMBINADOS COM DIFERENTES CONFIGURAÇÕES**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração em Construções, Ambiência e Tratamento de Resíduos, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 23 de novembro de 2012.

Dr. Antonio Teixeira de Matos

UFV

Dr. Luiz Fernando Coutinho de Oliveira

UFLA

Dra. Fátima Resende Luiz Fia
Orientadora

LAVRAS - MG

2012

Dedico este trabalho
à Hélia F. Pereira Vilas Bôas,
Minha mãe querida!

AGRADECIMENTOS

Durante o tempo de realização desta pesquisa muitas pessoas contribuíram em meus trabalhos das mais diferentes formas. A todos os meus sinceros agradecimentos;

A Deus, cuja bondade concedeu-me o espírito de amor, paz e sabedoria para iniciar, desenvolver e escrever este estudo.

Aos meus pais Sebastião Batista Vilas Bôas e Hélia F. Pereira Vilas Bôas, por tudo que me ensinaram e pelo orgulho em tê-los como exemplo de vida, trabalho, caráter e honestidade;

Aos meus irmãos, namorado e amados sobrinhos, pelo companheirismo, amor, respeito, paciência e motivação;

Em especial agradeço:

Ao Prof. Montenegro quem concedeu-me confiança, incentivo, apoio, amizade e oportunidade;

A minha orientadora, Profa., Fátima R. L Fia e ao meu coorientador Prof. Ronaldo Fia, pela oportunidade, confiança, incentivo e por todas as precisas intervenções e valiosas contribuições e ensinamentos para concretizar este projeto;

Ao coorientador Prof. Alessandro Torres Campos, pela orientação, confiança, seriedade e amizade;

Ao Prof. Jackson Antônio Barbosa e a Profa. Gláucia Ramirez, pela disponibilidade, carinho e amizade;

Aos amigos do Laboratório de Análise de Água do Departamento de Engenharia (LAADEG), que sempre cooperaram nas minhas pesquisas, destacando Wesley, Erlon, Alexsander, Emanuel, Marcus, Waína, Daniel, Débora, Tati, Fernando, Jaqueline Cardoso, Jaíza e Maria, pela ajuda constante

na realização das análises e na manutenção programadas e urgentes, dentre outros, pelo auxílio e agradável convivência diária. Sem esquecer o Edson e a Gabriela, pelo constante apoio;

Às amigas da pós-graduação; Francine, Daiane e Karen, pela amizade;

À secretária Greice e funcionária Neusa do DEG/UFLA, pela amizade, gentileza, compreensão e atenção;

À coordenação, funcionários e a todo o corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola do Departamento de Engenharia, pelos ensinamentos, atenção, ajuda e convivência;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), pelas bolsas concedidas e pelo financiamento do projeto;

À Universidade Federal de Lavras e ao Departamento de Engenharia, pela oportunidade de realização do curso.

Não sei se a vida é curta ou longa para nós, mas sei que nada do que vivemos tem sentido, se não tocarmos o coração das pessoas. Muitas vezes basta ser: colo que acolhe, braço que envolve, palavra que conforta, silêncio que respeita, alegria que contagia, lágrima que corre, olhar que acaricia, desejo que sacia, amor que promove. E isso não é coisa de outro mundo, é o que dá sentido à vida. É o que faz com que ela não seja nem curta, nem longa demais, mas que seja intensa, verdadeira, pura enquanto durar. Feliz aquele que transfere o que sabe e aprende o que ensina.
(Cora Coralina)

RESUMO

Esta pesquisa objetivou avaliar o desempenho de seis sistemas alagados construídos combinados com diferentes configurações, sendo três de escoamento vertical e três de escoamento horizontal, cultivados com capim tifton-85 (*Cynodon spp.*) e taboa (*Typha sp.*), no pós-tratamento da água residuária da suinocultura, e avaliar o desempenho agrônômico e a extração de nutrientes pelas plantas. O experimento foi constituído de 3 fases (I, II e III). Quanto à remoção de matéria orgânica na forma de DQO, a eficiência de remoção alcançou cerca de 50% para o conjunto de sistemas verticais-horizontais. A média de remoção de ST e SST sofreu alteração significativa ($p < 0,05$) com o aumento da carga aplicada nos sistemas alagados verticais, exceto para os ST no SACV (S3) na fase III (33%), sendo a remoção de SST na fase III para o sistema SACV (S2) foi de 48% e para os sistemas alagados horizontais a remoção média de ST aumentou significativamente ($p < 0,05$) com o aumento da carga aplicada. Para a remoção de nutrientes, não houve alterações significativas ($p > 0,05$) com o aumento da carga orgânica, exceto para SACV (S3), já o aumento da carga orgânica e de nutrientes na fase III proporcionou maior capacidade de desnitrificação nos SACHs obtendo-se maiores porcentagens de remoção de nitrito e nitrato ($p < 0,05$) e NTK, exceto para W3. Entretanto os SACHs foram capazes de remover até 58% do NTK e de 35 a 48% do nitrato na fase III. Tendo uma remoção de 75% de NTK pelos sistemas em conjunto vertical-horizontal (S-W). Com relação ao ensaio hidrodinâmico nos SACHs, obteve-se TDH_R 47% menor que o TDH_R do SACH (W3) e dispersão elevada comparada aos demais. As chicanas favoreceram o escoamento ascendente e descendente do SACH aproximando o TDH_R do TDH_T . O sistema SACH (W1) apresentou baixa dispersão ($d=0,0047$). O capim tifton-85 e a taboa se adaptaram bem aos sistemas alagados de escoamento vertical e horizontal. A produtividade média de matéria seca do tifton-85 obtida em cada sistema alagado vertical em três cortes com intervalo de 60 dias cada variou entre 14,25 e 42,89 t ha⁻¹, enquanto a matéria seca produzida pela taboa cultivada nos sistemas alagados horizontais em um único corte após 200 dias de cultivo variou entre 45,49 e 67,43 t ha⁻¹. O capim tifton-85 foi a espécie vegetal que apresentou maior capacidade extratora de nutrientes, chegando a extrair até 17,65 e 1,76 kg ha⁻¹ d⁻¹ de nitrogênio e fósforo e 6,67 e 54,75 g ha⁻¹ d⁻¹ de cobre e zinco. A taboa extraiu até 5,10 e 1,07 kg ha⁻¹ d⁻¹ de nitrogênio e fósforo e 1,41 e 16,04 g ha⁻¹ d⁻¹ de cobre e zinco. Do aporte total de nutrientes aos sistemas, a taboa e o tifton-85 foram capazes de remover 5 e 4,6% do nitrogênio e 11,2 e 5,4% do fósforo aportado aos sistemas.

Palavras-chave: Água residuária. Suinocultura. Wetlands. Escoamento. Tratamento .

ABSTRACT

To evaluate the performance of six constructed wetlands combined with different settings, three vertical and three flow horizontal flow, cultivated with Tifton-85 (*Cynodon spp.*) And cattail (*Typha sp*), post-treatment swine wastewater, and evaluate the agronomic performance and nutrient uptake by plants. The experiment consisted of three phases (I, II and III). As for the removal of organic matter in the form of COD, the removal efficiency reached approximately 50% for all systems vertical-horizontal. The average removal of ST and SST change significantly ($p < 0.05$) with the increase in load on the vertical wetland systems, except for the ST SACV (S3) in phase III (33%), and removal of TSS in stage III to SACV system (S2) was 48% and for the removal horizontal wetland systems average ST significantly increased ($p < 0.05$) with increasing applied load. For removal of nutrients, no significant ($p > 0.05$) with the increase in organic load except for SACV (S3), as the load increases and nutrients in the organic phase III showed higher capacity for denitrification in Sachs obtaining higher percentages of removal of nitrite and nitrate ($p < 0.05$) and NTK except for W3. However the Sachs were able to remove up to 58% of TKN and 35-48% of the nitrate in phase III. Having a removal of 75% of NTK systems together by vertical-horizontal (SW). With respect to the hydrodynamic test Sachs gave TDHR 47% lower than the SACH TDHR (W3) and high dispersion compared to the others. The baffles favored the upward and downward flow of the SACH approaching TDHR TDHT. The system SACH (W1) showed low dispersion ($d = 0.0047$). The Tifton-85 and have adapted well to the cattail wetland systems of vertical and horizontal flow. The average yield of dry matter of Tifton-85 obtained in each wetland system into three vertical sections with an interval of 60 days each ranged between 14.25 and 42.89 t ha⁻¹, while the dry matter produced by cattail grown in wetland systems horizontal in a single cut after 200 days of cultivation ranged between 45.49 and 67.43 t ha⁻¹. The Tifton-85 was the plant species with the highest capacity to extract nutrients reaching extract until 17.65 and 1.76 kg ha⁻¹ d⁻¹ of nitrogen and phosphorus and 6.67 and 54.75 g ha⁻¹ d⁻¹ of copper and zinc. The cattail extracted by 5.10 and 1.07 kg ha⁻¹ d⁻¹ of nitrogen and phosphorus and 1.41 and 16.04 g ha⁻¹ d⁻¹ of copper and zinc. The total nutrient intake systems, the cattail and Tifton-85 were able to remove 5 and 4.6% nitrogen and 11.2 and 5.4% phosphorus contributed to systems.

Keywords: Wastewater. Hogs. Wetlands. Drain. Treatment.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

- Figura 1 Diagrama referente a: (a) SAC de escoamento superficial: (b) SAC de escoamento subsuperficial e (c) SAC de escoamento vertical.....33

CAPÍTULO 2

- Figura 1 Diagrama esquemático dos sistemas alagados construídos de escoamento vertical (SACVs) e horizontal (SACHs).....50
- Figura 2 Sistema experimental: (A) e (B) detalhe dos sistemas verticais e (C) e (D) detalhe dos sistemas horizontais na implantação e aos 45 dias de monitoramento, respectivamente51
- Figura 3 Esquema das diferentes configurações dos SACHs avaliados52
- Figura 4 Valores de temperatura máxima, média e mínima diária do ar e da água residuária em tratamento nos SACs e temperatura média do ar e da água nas diferentes fases de monitoramento dos sistemas (Fase I – 0 a 80 dias; Fase II – 81 a 150 dias; e Fase III – 151 a 200 dias).....60
- Figura 5 Vazão afluyente aos sistemas alagados verticais obtidos ao longo do período experimental (Fase I – 0 a 80 dias; Fase II – 81 a 150 dias; e Fase III – 151 a 200 dias)63
- Figura 6 Concentração de lítio no efluente dos três SACHs avaliados.....64
- Figura 7 Variação nos valores de pH observados no afluyente e efluentes dos sistemas alagados verticais (S1, S2 e S3) e horizontais (W1, W2 e W3) (Fase I – 0 a 80 dias; Fase II – 81 a 150 dias; e Fase III – 151 a 200 dias).....69

Figura 8	Varição na concentração de sólidos totais (ST) e sólidos suspensos totais (SST) nos diferentes sistemas, obtida ao longo do período experimental (Fase I – 0 a 80 dias; Fase II – 81 a 150 dias; e Fase III – 151 a 200 dias)	73
Figura 9	Varição na concentração de demanda química de oxigênio (DQO) nos diferentes sistemas obtida ao longo do período experimental (Fase I – 0 a 80 dias; Fase II – 81 a 150 dias; e Fase III – 151 a 200 dias).....	74

CAPÍTULO 3

Figura 1	Diagrama esquemático dos sistemas alagados construídos de escoamento vertical (SACVs) e horizontal (SACHs).....	97
Figura 2	Esquema das diferentes configurações dos SACHs avaliados	99
Figura 3	Varição na concentração de NTK nos diferentes sistemas obtida ao longo do período experimental (Fase I – 0 a 80 dias; Fase II – 81 a 150 dias; e Fase III – 151 a 200 dias).....	110
Figura 4	Varição nas concentrações de nitrito e nitrato nos diferentes sistemas obtidos ao longo do período experimental (Fase I – 0 a 80 dias; Fase II – 81 a 150 dias; e Fase III – 151 a 200 dias).....	113
Figura 5	Varição na concentração de fósforo nos diferentes sistemas obtida ao longo do período experimental (Fase I – 0 a 80 dias; Fase II – 81 a 150 dias; e Fase III – 151 a 200 dias)	119

CAPÍTULO 4

Figura 1	Diagrama esquemático dos sistemas alagados construídos de escoamento vertical (SACVs) e horizontal (SACHs).....	137
----------	---	-----

Figura 2	Desenvolvimento das espécies vegetais em cada fase de monitoramento dos sistemas: (A) implantação, (B) fase I, (C) fase II, e (D) fase III	144
Figura 3	Valores médios de remoção ($\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$) de nitrogênio (N) e fósforo (P) pelo capim tifton-85 e pela taboa, em diferentes cortes, cultivados nos sistemas algados construídos de escoamento vertical (S) e horizontal (W)	149
Figura 4	Valores médios de remoção ($\text{g ha}^{-1} \text{d}^{-1}$) de cobre (Cu) e zinco (Zn) pelo capim tifton-85 e pela taboa, em diferentes cortes, cultivados nos sistemas algados construídos de escoamento vertical (S) e horizontal (W)	152

LISTAS DE TABELAS

CAPÍTULO 2

Tabela 1	Valores médios e desvio padrão das principais características da água residuária de suinocultura utilizada no experimento	49
Tabela 2	Valores médios das características operacionais dos sistemas alagados verticais em cada fase	54
Tabela 3	Valores médios das características operacionais dos sistemas alagados horizontais em cada fase	55
Tabela 4	Temperaturas máximas, médias e mínimas do ar e do líquido em tratamento nos SACs	59
Tabela 5	Valores médios das vazões aplicadas aos sistemas alagados construídos durante as três fases de monitoramento do sistema.....	62
Tabela 6	Valores de vazão média diária afluente e efluente(Q), tempo de detenção hidráulica teórico (TDH_T), tempo de detenção hidráulica real (TDH_R), tempos de pico (T_p), eficiência hidráulica (λ), e número de dispersão (d) obtidos para os SACHs com diferentes configurações.	65
Tabela 7	Valores médios e desvio padrão de pH no afluente e nos efluentes dos sistemas alagados verticais (S1, S2 e S3) e horizontais (W1, W2, W3) ao longo das três fases de monitoramento dos sistemas	68
Tabela 8	Valores médios e desvio padrão de demanda química de oxigênio (DQO), sólidos totais (ST), e sólidos suspensos totais (SST) obtidos no afluente e nos efluentes de cada sistema durante as três fases de operação	71

Tabela 9	Valores médios de remoção (%) de sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST) e demanda química de oxigênio (DQO) nos sistemas alagados verticais (S1, S2 e S3) ao longo do período experimental	76
Tabela 10	Valores médios de remoção (%) de sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST) e demanda química de oxigênio (DQO) nos sistemas alagados horizontais (W1, W2 e W3) ao longo do período experimental	77
Tabela 11	Valores médios de remoção (%) de sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST) e demanda química de oxigênio (DQO) para os conjuntos sistemas alagados verticais seguidos de sistemas alagados horizontais (S1-W1, S2-W2 e S3-W3) ao longo do período experimental	79

CAPÍTULO 3

Tabela 1	Valores médios e desvio padrão das principais características da água residuária de suinocultura utilizada no experimento	96
Tabela 2	Valores médios das características operacionais dos sistemas alagados verticais em cada fase	101
Tabela 3	Valores médios das características operacionais dos sistemas alagados horizontais em cada fase	102
Tabela 4	Valores médios das taxas de aplicação superficial (TAS) dos sistemas alagados verticais e horizontais em cada fase	102
Tabela 5	Valores médios e desvio padrão de pH, potencial de oxirredução (Eh), nitrogênio total de Kjeldahl (NTK), nitrato (NO ₃ ⁻) e nitrito (NO ₂ ⁻) obtidos no afluente e nos efluentes de cada sistema durante as três fases de operação	106

Tabela 6	Valores médios de remoção (%) de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) nos sistemas verticais (S) nas diferentes fases de operação dos sistemas	116
Tabela 7	Valores médios de remoção (%) de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) nos sistemas horizontais (W) nas diferentes fases de operação dos sistemas	116
Tabela 8	Valores médios de remoção de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) no conjunto vertical-horizontal (S-W) nas diferentes fases de operação dos sistemas	118
Tabela 9	Valores médios e desvio padrão de fósforo obtidos no afluente e nos efluentes de cada sistema durante as três fases de operação	120
Tabela 10	Valores médios de remoção (%) de fósforo total (PT) nos sistemas verticais (S) nas diferentes fases de operação dos sistemas	121
Tabela 11	Valores médios de remoção (%) de fósforo total (PT) nos sistemas horizontais (W) nas diferentes fases de operação dos sistemas	122
Tabela 12	Valores médios de remoção (%) de fósforo total (PT) no conjunto vertical-horizontal (S-W) nas diferentes fases de operação dos sistemas	123

CAPÍTULO 4

Tabela 1	Valores médios das taxas de aplicação superficial (TAS) dos sistemas alagados verticais e horizontais em cada fase	138
Tabela 2	Temperaturas máximas, médias e mínimas do ar e do líquido em tratamento nos SACs, e umidade relativa do ar máxima e mínima na casa de vegetação	142

Tabela 3	Valores médios e desvio padrão de pH no afluente e nos efluentes dos Sistemas alagados verticais (S1, S2 e S3) e dos horizontais (W1, W2, W3) ao longo das três fases de monitoramento dos sistemas	142
Tabela 4	Valores da produção de matéria verde e seca do capim tifton-85 nos quatro cortes e da taboa no corte único, e da produtividade de matéria seca durante a condução experimental	145
Tabela 5	Concentração média de nitrogênio (N) e fósforo (P) na parte aérea do capim tifton-85 coletada nos diferentes cortes e nas folhas da taboa coletadas em um único corte no final do experimento	148
Tabela 6	Valores médios de extração de nitrogênio (N) e Fósforo (P) em cada corte da vegetação realizado para os diferentes sistemas alagados obtidos durante a realização do experimento.....	150
Tabela 7	Concentração média de cobre (Cu) e zinco (Zn) na parte aérea do capim tifton-85 coletada nos diferentes cortes e nas folhas da taboa coletadas em um único corte no final do experimento.....	152
Tabela 8	Valores médios de extração de cobre (Cu) e zinco (Zn) em cada corte da vegetação realizado para os diferentes sistemas alagados obtidos durante a realização do experimento	153

LISTA DE SIGLAS

ABIPEC	Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental

LISTA DE SÍMBOLOS

%	Porcentagem
°C	Graus Celsius
ARS	Água residuária da suinocultura
C	Concentração do traçador no tempo
C ₁	Concentração do traçador na iésima medida
CH ₄	Metano
CO ₂	Gás carbônico
Cu	Cobre
d	Dia
d	Número de dispersão
D	Coefficiente de dispersão axial ou longitudinal
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
Eh	Potencial de oxirredução
h	Horas
ha	Hectare
H ₂ S	Ácido sulfídrico
kg	Quilograma
km ²	Quilômetro quadrado
L	Litro
L	Comprimento hidráulico
m	Metro
mm	Milímetro
mV	Milivolts
MV	Matéria verde
MS	Matéria seca

m ³	Metro cúbico
η	Porosidade do material suporte
NH ₄ ⁺	Amônio
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
NO ₃ ⁻	Nitrato
NO ₂ ⁻	Nitrito
N ₂	Nitrogênio gasoso
N ₂ O	Óxido nitroso
O ₂	Oxigênio
PT	Fósforo total
pH	Potencial hidrogeniônico
Q	Vazão
RAC	Reator anaeróbico compartimentado
Vol	Volume total do SACH
SACs	Sistemas alagados construídos
SACVs	Sistemas alagados construídos de escoamento vertical
SACHs	Sistemas alagados construídos de escoamento horizontal
SST	Sólidos suspensos totais
ST	Sólidos totais
t _i	Tempo na iésima medida
TAS	Taxa de aplicação superficial
TDH	Tempo de detenção hidráulica
TRC	Tempo de retenção celular
TDH _T	Tempo de detenção hidráulica teórico
TDH _R	Tempo de detenção hidráulica real médio
UASB	<i>Upflow anaerobic sludge blanket</i>
λ	Eficiência hidráulica
Zn	Zinco

SUMÁRIO

	CAPÍTULO 1 INTRODUÇÃO GERAL	22
1	INTRODUÇÃO	22
1.1	Objetivo Geral	24
1.1.1	Objetivos Específicos	24
2	REFERENCIAL TEÓRICO	25
2.1	A suinocultura	25
2.2	Águas residuárias da suinocultura	26
2.3	Sistemas de tratamento de águas residuárias	27
2.4	Sistemas Alagados Construídos (SACs)	29
2.5	Classificação dos Sistemas Alagados Construídos	32
2.6	Importância das macrófitas em SACs	34
	REFERÊNCIAS	37
	CAPITULO 2 Remoção de matéria orgânica e estudo hidrodinâmico em sistemas alagados construídos combinados no pós-tratamento de efluentes da suinocultura	45
1	INTRODUÇÃO	47
2	MATERIAL E METODOS	49
2.1	Área experimental	49
2.2	Configuração dos sistemas	50
2.3	Condução experimental	53
2.4	Estudo hidrodinâmico	55
2.5	Análise estatística	58
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	59
3.1	Condições ambientais	59
3.2	Vazão afluente aos sistemas alagados	61
3.3	Avaliação hidrodinâmica	64
3.4	Valores de pH	67
3.5	Remoção de matéria orgânica	70
4	CONCLUSÕES	82
	REFERÊNCIAS	83
	CAPITULO 3 Remoção de nutrientes em sistemas alagados construídos combinados no pós-tratamento de efluentes da suinocultura	89

1	INTRODUÇÃO	91
2	MATERIAL E METODOS	96
2.1	Área experimental	96
2.2	Configuração dos sistemas	97
2.3	Condução experimental	100
2.4	Análise estatística	102
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	104
3.1	Remoção das formas nitrogenadas	104
3.2	Remoção de fósforo	118
4	CONCLUSÕES	125
	REFERÊNCIAS	127
	CAPITULO 4 Desempenho agrônômico do <i>Cynodon</i> ssp. e da <i>Typha</i> sp. cultivados em sistemas alagados combinados na remoção de nutrientes provenientes de água residuária de suinocultura	130
1	INTRODUÇÃO	132
2	MATERIAL E METODOS	136
2.1	Área experimental	136
2.2	Configuração dos sistemas	136
2.3	Condução experimental	138
2.4	Análise estatística	140
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	141
3.1	Produção de matéria seca	143
3.2	Remoção de macronutrientes	147
3.3	Remoção de micronutrientes	151
4	CONCLUSÕES	155
	REFERÊNCIAS	156

CAPÍTULO 1 Introdução Geral

1 INTRODUÇÃO

Até alguns anos atrás, a água era tida como um bem natural infinito, já que não eram frequentes os problemas com sua escassez. Com a expansão populacional e crescimento na demanda, enfrentam-se sérias crises de escassez e graves problemas de poluição e contaminação dos recursos hídricos. A água é componente vital no sistema de sustentação da vida na Terra e por isso deve ser preservada. A poluição da água indica que um ou mais de seus usos foram prejudicados, podendo atingir o homem de forma direta. Por isso, a água deve ter aspecto limpo, pureza de gosto e estar isenta de microrganismos patogênicos.

Entre as formas de contaminação mais frequentemente observados na água encontram-se os dejetos humanos e animais. Neste aspecto, a suinocultura tem se apresentado como uma atividade agroindustrial de elevado potencial poluidor (ASSIS; MURATORI, 2007; BARROS; AMARAL; LUCAS JÚNIOR, 2003).

A produção de carne suína no Brasil vem crescendo nos últimos anos e o estado de Minas Gerais aparece em quarto lugar no ranking brasileiro, representando 11,5% da produção nacional, atrás de Santa Catarina, Rio Grande do Sul e Paraná (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA E EXPORTADORA DE CARNE SUÍNA – ABIPECS, 2011). Apesar de a criação de animais em sistemas de confinamento apresentar características positivas sob o ponto de vista econômico e operacional, trazem consequências que determinam especial atenção para que seus efeitos não se transformem em prejuízo, principalmente para o meio ambiente.

No intuito de minimizar os potenciais impactos causados pela criação intensiva de suínos, muitos trabalhos têm sido desenvolvidos para adaptar

sistemas já existentes e, ou, desenvolver novos sistemas para o tratamento de efluentes da suinocultura. Estes sistemas têm priorizado a remoção de matéria orgânica, que tem efeito direto sobre a qualidade ambiental (SPERLING, 2005). No entanto, os efluentes da suinocultura também são ricos em nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo (BRASIL et al., 2007), que se lançados em corpos hídricos receptores em concentrações superiores às recomendadas pela legislação ambiental vigente (MINAS GERAIS, 2008) causam a eutrofização dos cursos de água. Desta forma, faz-se necessário o aprimoramento das técnicas de remoção destes poluentes.

Diversas pesquisas têm focado o tratamento das águas residuárias da suinocultura em sistemas anaeróbios, os quais apresentam como vantagem o fato de requererem menor área. Entretanto, embora os processos anaeróbios de tratamento apresentem satisfatória remoção de matéria orgânica biodegradável, com relativamente baixos custos, os seus efluentes, principalmente quando do tratamento de águas residuárias com elevada carga orgânica e de nutrientes, como as da suinocultura, não têm atendido as exigências da legislação ambiental para disposição em cursos de água (CAMPOS et al., 2005; FERNANDES; OLIVEIRA, 2006), requerendo, nesses casos, pós-tratamento.

Pesquisas também têm demonstrado a eficácia de *constructed wetlands* ou sistemas alagados construídos (SACs) no pós-tratamento das águas residuárias da suinocultura (ARS) pré-tratados em filtros orgânicos (MATOS; FREITAS; LO MONACO, 2010), em tanques sépticos (GONZÁLEZ et al., 2009); em lagoas anaeróbias (HUNT; MATHENY; SZÖGI, 2003; POACH et al., 2003); e em reatores anaeróbios (HUSSAR, 2001; LEE et al., 2004; TOBIAS, 2002).

1.1 Objetivo Geral

Objetivou-se com o presente estudo avaliar a dinâmica da remoção de poluentes no pós-tratamento da água residuária de suinocultura em sistemas alagados construídos combinados, de escoamento vertical cultivados com *Cynodon* spp. (capim tifton-85) seguido de sistemas com escoamento horizontal e diferentes configurações cultivados com *Typha* spp. (taboa).

1.1.1 Objetivos Específicos

- a) Analisar a remoção de matéria orgânica nos SACVs e SACHs, por meio da avaliação das concentrações afluente e efluente de DQO, ST, e SST;
- b) Avaliar a hidrodinâmica das diferentes configurações dos SACHs;
- c) Analisar a remoção de nutrientes nos SACs, por meio da avaliação das concentrações de N e P no afluente e nos efluentes dos SACs;
- d) Avaliar a capacidade de nitrificação, principalmente no SACV, por meio de análises das formas nitrogenadas NO_3^- e NO_2^- .
- e) Verificar a capacidade de extração e acumulação de nutrientes no tecido foliar do capim tifton-85 e da taboa, por meio da determinação da matéria seca produzida e análise nutricional do tecido vegetal.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 A suinocultura

A agropecuária é uma das mais antigas fontes de subsistência da espécie humana e, ao longo dos tempos, vem passando por uma série de transformações que contribuíram para o aumento da produção e da produtividade das culturas. No caso da suinocultura, considerando o aparecimento dos suínos na Terra há mais de 40 milhões de anos, bem como a sua domesticação há mais de 10.000 anos (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DOS CRIADORES DE SUÍNOS – ABCS, 2011), passando pela antiga criação de porcos, pôde-se constatar a evolução da atividade, tornando-a moderna, tecnificada e inserida no mercado globalizado (FALLEIROS; MIGUEL; GAMEIRO, 2008).

Atualmente, a carne suína é a fonte de proteína animal das mais produzidas e consumidas no mundo, sendo a China, União Europeia, Estados Unidos e Brasil os maiores produtores mundiais. No Brasil, a suinocultura é uma atividade socioeconômica importante, por gerar grande quantidade de empregos diretos e indiretos e por produzir alimentos altamente protéicos e de boa qualidade para o consumo humano. Nos últimos anos, a atividade da suinocultura se expandiu intensamente, o que pode ser atribuído ao pequeno espaço que os suínos necessitam para seu crescimento e desenvolvimento e por constituírem, após o abate, fonte de proteína barata e saborosa (ABIPECS, 2011).

A inserção da indústria no processo produtivo da suinocultura contribuiu para melhoramento das raças de suínos e conseqüentemente tecnificação do sistema de manejo, empregando-se altas tecnologias nas áreas de nutrição, sanidade e ampliação da escala de produção (CABRAL et al., 2011). O desenvolvimento da suinocultura tem como fator de maior preocupação a

quantidade de dejetos produzidos, que apresentam alto poder poluente, especialmente quando lançados sem tratamento em corpos hídricos (MATOS; FREITAS; LO MONACO, 2009).

A produção de resíduos na suinocultura varia de acordo com o estágio de desenvolvimento do animal, tipo e quantidade de ração fornecida, condições climáticas, formas de manejo, entre outros fatores. Um suíno na faixa de 15 a 100 kg de peso vivo produz, diariamente, o equivalente a 5-9% de sua massa como fezes mais urina, o que corresponde em média a 5,8 kg d⁻¹ (MATOS, 2005).

A produção diária de águas residuárias segundo Konzen (2003) varia de 12 a 15 litros por suíno, sendo que elas contêm elevados teores de sólidos em suspensão e dissolvidos, matéria orgânica, nutrientes (nitrogênio e fósforo, dentre outros), agentes patogênicos e metais pesados. A média de poluentes gerada por um suíno equivale a 3,5 pessoas, ou seja, uma granja com 1.000 animais polui o equivalente de 3.500 pessoas (PERDOMO, 2012).

No entanto, a produção de suínos em sistemas intensivos, os quais concentram os rebanhos em unidades confinadas, aumenta a eficiência da produção, reduz a mortalidade e produz carne de melhor qualidade (HIGARASHI; KUNZ; MATTEI, 2008). Apesar das vantagens da criação confinada, a produção intensiva de suínos gera vultosos volumes de águas residuárias de grande potencial poluidor para o solo, o ar e a água.

2.2 Águas residuárias da suinocultura

Os principais impactos ambientais proporcionados pelo lançamento de águas residuárias agroindustriais, sem tratamento prévio, em corpos hídricos são a elevação da DBO da água, o que provoca diminuição do oxigênio dissolvido no meio, alteração da temperatura e aumento da concentração de sólidos

suspensos (aumento da turbidez) na água, eutrofização dos corpos hídricos e proliferação de doenças (MATOS, 2005).

Quando há o lançamento de grande quantidade de material orgânico oxidável no corpo hídrico, as bactérias aeróbias, para estabilizarem o material orgânico presente, passam a utilizar o oxigênio disponível no meio aquático aeróbio. Em caso de lançamento de grandes cargas orgânicas, além de proporcionar a morte de animais, pode provocar a exalação de odores fétidos e de gases agressivos, causar eutrofização de rios e lagos e dificultar o tratamento da água para o abastecimento público (MATOS, 2005).

As águas residuárias de suinocultura (ARS) são também significativas fontes de nutrientes (N e P).

O nitrogênio é um elemento indispensável para o crescimento de vegetais e organismo em geral, pois é utilizado para síntese de aminoácidos. Quando em elevadas concentrações e associado ao fosfato em ambientes aquáticos conduz a um crescimento exagerado de alguns organismos, caracterizando o processo de eutrofização. Os processos bioquímicos de oxidação do amônio a nitrito e deste para nitrato implicam em consumo de oxigênio dissolvido do meio, o que pode afetar a vida aquática quando a oxigenação do ambiente é menor que o consumo por esses processos (SPERLING, 2005).

Assim, devido ao elevado poder poluente das águas residuárias da suinocultura estas devem ser tratadas antes de serem lançadas no ambiente.

2.3 Sistemas de tratamento de águas residuárias

Muitas pesquisas têm relatado que as águas residuárias da suinocultura têm sido tratadas em reatores anaeróbios obtendo-se boa eficiência, pois, a utilização de sistemas anaeróbios para o tratamento de águas residuárias

possibilita a produção de energia a partir do biogás, demanda pequena área, são de simples construção e permitem a utilização de nutrientes (nitrogênio e fósforo) após o tratamento em atividades agrícolas.

Os reatores anaeróbios convencionais utilizados no tratamento de água residuária da suinocultura apresentam o inconveniente de possuírem elevados tempos de detenção hidráulica (TDH). Esse TDH elevado é utilizado de forma a permitir o crescimento dos microrganismos decompositores envolvidos no processo. Com o aumento do conhecimento científico do processo anaeróbio, foi possível desvincular o TDH do tempo de retenção celular TRC utilizando-se TDH de apenas algumas horas e TRC de vários dias (CHERNICHARO, 2007).

Entre os reatores anaeróbios de última geração, destaca-se o reator anaeróbio de manta de lodo (UASB). Esse reator é considerado por muitos como um avanço na utilização da tecnologia anaeróbia no tratamento de águas residuárias de natureza simples ou complexa, de alta ou baixa concentração, solúveis ou com materiais particulados (CAMPOS et al., 2005).

Outro sistema biológico de tratamento de efluente da suinocultura são as lagoas de estabilização (BARROS; AMARAL; LUCAS JÚNIOR, 2003; VIVAN et al., 2009). No entanto, estes sistemas apresentam elevados tempos de detenção hidráulica e ocupam grandes áreas. Em estudo realizado por Belli Filho et al. (2001), foi verificada a viabilidade econômica do processo com lagoas, em comparação com propostas que necessitam de equipamentos para o tratamento biológico. Apesar da elevada eficiência do sistema, o efluente das lagoas de estabilização necessita de um pós-tratamento para atender aos padrões de emissões de efluentes líquidos. Vivan et al. (2009) obtiveram 98% de remoção de DQO em sistema de tratamento de dejetos suínos em biodigestor seguido de lagoa anaeróbia, facultativa e duas lagoas de maturação. Apesar dos valores elevados de remoção de DQO, o efluente de todo o sistema de tratamento apresentou em média 713 mg L^{-1} de DQO, 14 mg L^{-1} de fósforo e 269 mg L^{-1} de

nitrogênio, justificando a necessidade de pesquisas por sistemas de tratamentos mais eficientes e mais avançados, como os SACs.

2.4 Sistemas Alagados Construídos (SACs)

Os Sistemas Alagados Construídos são ecossistemas artificiais que, com diferentes tecnologias e plantas, utilizam os princípios básicos da qualidade da água dos alagados naturais.

Os SACs caracterizam-se por apresentar moderado custo de instalação, reduzido consumo de energia e manutenção, estética paisagística e aumento do habitat para a vida selvagem (BRASIL; MATOS; SOARES, 2007).

O SACs age como um filtro biológico de águas superficiais e subterrâneas nos quais microrganismos aeróbios e anaeróbios se aderem ao meio suporte, onde as plantas são estabelecidas ou fixadas. A rizosfera e outras partes submersas das plantas tornam-se importantes mecanismos de purificação da água. A biota presente nos sistemas alagados – macrófitas, microfauna e microflora – absorve nutrientes e degrada a matéria orgânica das águas residuárias, contribuindo para ciclagem de nutrientes e do carbono (KADLEC; WALLACE, 2008).

A remoção dos nutrientes e do material orgânico presente na água residuária se dá por meio de processos físicos, químicos e biológicos, influenciados pelo tipo de planta cultivada, escoamento do efluente no leito de macrófitas, material suporte (meio filtrante) e principalmente, pelas características físicas e químicas do efluente a ser tratado.

Dentre os fatores físicos destacam-se: mecanismo de filtração proporcionado pelo sistema radicular das plantas e meio suporte, fixação de biofilme no substrato e nas macrófitas e sedimentação propriamente dita. Os fatores químicos envolvem oxidação, efeito biocida resultante de exudatos

radiculares de algumas macrófitas e adsorção ou complexação/quelatação pela matéria orgânica (SOUSA et al., 2004). O mecanismo biológico, segundo Rivera et al. (1995), inclui produção e efusão de substâncias químicas no ambiente que impedem o desenvolvimento de outros organismos (antibiose), predação por nematoides e parasitas, ataque por lises de bactérias e morte natural.

Vários tipos de SACs têm sido combinados para alcançar maior eficiência no tratamento de efluentes, especialmente para remoção de nitrogênio. Os SACH têm sido muito utilizados como tratamento secundário e promovem satisfatória remoção de DBO e sólidos em suspensão. Entretanto, há um crescente interesse em obter maior remoção de compostos nitrogenados dos efluentes, o que não tem sido conseguido somente com o uso dos SACH, devido à limitada capacidade de transferência de oxigênio, característica destes sistemas. Por outro lado, SACV têm proporcionado boas condições para nitrificação, mas a desnitrificação não ocorre nestes sistemas. Assim, tem aumentado as pesquisas com sistemas híbridos ou combinados. Em sistemas híbridos, as vantagens de cada tipo de sistema podem ser combinadas para completar um ao outro; sendo possível produzir efluentes com reduzida carga orgânica, e parcialmente nitrificados e desnitrificados, com menores concentrações de nitrogênio (GABOUTLOELOE et al., 2009; VYMAZAL, 2005; YALCUK; UGURLU, 2009).

No processo clássico de remoção biológica de nitrogênio, o nitrogênio orgânico deve ser convertido a amônio (NH_4^+), a seguir a nitrito (NO_2^-) e este a nitrato (NO_3^-) e então desnitrificado (N_2 e N_2O); o que demanda um eficiente sistema de aeração para que, com a participação de bactérias autótrofas principalmente pertencentes aos gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* ocorram a nitrificação e, em alguns casos, a adição de fonte externa de carbono como doadores de elétrons, para que em condições anóxicas, ocorra a desnitrificação através das bactérias heterótrofas facultativas (HAMMER; KNIGHT, 1994).

Outro processo de remoção de nitrogênio denominado ANAMMOX consiste na oxidação de NH_4^+ diretamente a nitrogênio gasoso (N_2), sendo o NO_2^- o receptor de elétrons (STROUS; HEIJNEN; JETTEN, 1998). O processo ANAMMOX reduz as exigências de oxigênio (permite que mais de 50% do oxigênio seja preservado) para a oxidação biológica do amônio a nitrato e elimina a necessidade de uma fonte externa de carbono orgânico para desnitrificação (JETTEN et al., 2000).

Yalcuk e Ugurlu (2009) constataram que SACVs promoveram maior remoção de nitrogênio amoniacal enquanto SACHs foram mais eficientes na remoção de matéria orgânica, quando da utilização destes no tratamento de lixiviado de aterro sanitário.

Vymazal (2005) obteve remoções de 97 e 14% ao tratar esgoto doméstico em SACH com concentrações afluentes de 373 e 59 mg L^{-1} de DBO e N-NH_4^+ , respectivamente. Nestes resultados nota-se o desempenho típico de SACH com elevadas remoções de matéria orgânica e reduzida remoção de nutrientes. Já O'Hogain (2003) além das elevadas eficiências de remoção de matéria orgânica (91% aplicando 269 mg L^{-1} de DBO), obteve também elevadas eficiências de remoção de nitrogênio (84% aplicando 45 mg L^{-1} de N-NH_4^+), ao tratar efluentes domésticos em sistema híbrido, SACV seguido de SACH. Os dois autores obtiveram remoções de fósforo semelhantes, 38 e 39 % respectivamente, para uma concentração afluente da ordem de 18 mg L^{-1} .

Kantawanichkul, Kladprasert e Brix (2009) confirmaram a capacidade de SACV em remover matéria orgânica e nitrogênio. Foi verificado que em torno de 75 e 60% da DQO e do nitrogênio total foram removidos ao tratarem água residuária sintética com cerca de 300 mg L^{-1} de cada. Os autores concluíram que o aumento do tempo de detenção hidráulica no sistema poderia aumentar a eficiência de remoção, tendo em vista a elevada concentração afluente de nitrogênio.

Na literatura científica, registram-se algumas iniciativas de pesquisa sobre a tratabilidade da água residuária da suinocultura (ARS) em SACs. Cronk (1996), Hunt e Poach (2001), Knight et al. (2000) e Vymazal (2009) em artigos de revisão compilaram dados sobre o uso de SACs para tratamento da ARS. Matos, Freitas e Lo Monaco (2010) em seu experimento com SACH, cultivados com *Typha latifolia*, *Alternanthera philoxeroides* e *Cynodon dactylon*, tratando ARS observaram remoções de 91, 89, 86, 94, 59 e 50% para SST, DQO, DBO, Zn, N-total e P-total, respectivamente.

2.5 Classificação dos Sistemas Alagados Construídos

Os SACs apresentam diversos tipos de configurações relacionadas ao escoamento da água e sua direção, ao regime de aplicação do afluente e o tipo de macrófita utilizada.

Os SACs podem ser caracterizados em:

- a) **Sistema alagados de escoamento horizontal (SACH)**: Podem ser subdivididos em escoamento superficial e subsuperficial.
- b) **Sistemas alagados de escoamento vertical (SACV)**: Podem ser subdivididos em sistemas ascendente e descendente.

Conforme o escoamento utilizado, cada tipo de sistema proporciona um grau diferente de interação do efluente com as raízes, rizomas e biota microbiana (KADLEC; WALLACE, 2008).

a) **Sistemas alagados construídos de escoamento horizontal (SACH)**

O efluente após passar pela zona de entrada, percola através da zona de saída, fazendo com que o efluente siga no sentido horizontal, impulsionado pela declividade do fundo, passando por toda a porção filtrante, em contato com

regiões aeróbias, anaeróbias e anóxicas. Assim, os SACs podem ser classificados em dois tipos principais:

- Sistemas de escoamento superficial, com lâmina de água livre, que podem possuir várias espécies vegetais (convencional) ou serem projetadas exclusivamente como lagoas de macrófitas flutuantes;
- Sistemas de escoamento subsuperficial, nos quais o líquido residente escoar horizontalmente numa camada de substrato de alta porosidade (BORGES, 2007).

b) Sistemas alagados construídos de escoamento vertical (SACV)

No SACV o efluente é lançado de maneira intermitente na superfície, inundando-o e percolando verticalmente, sendo coletado pelo sistema de drenagem situado no fundo do sistema.

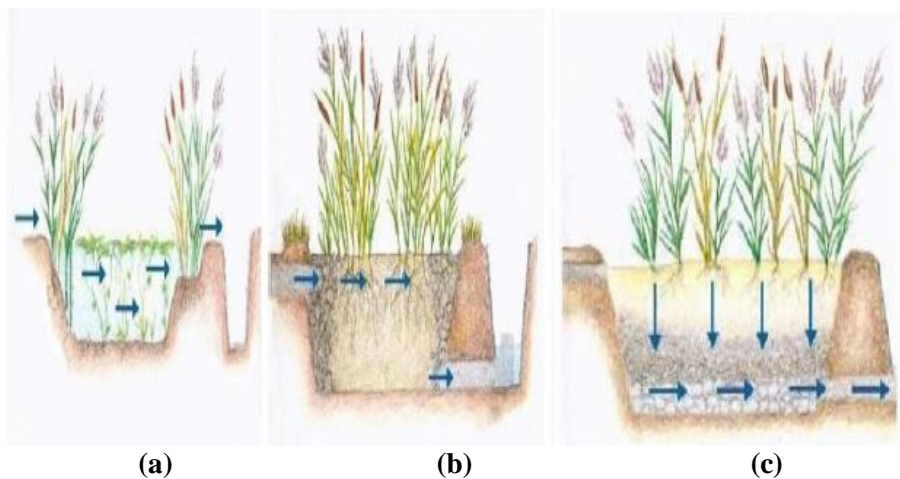


Figura 1 Diagrama referente a: (a) SAC de escoamento superficial: (b) SAC de escoamento subsuperficial e (c) SAC de escoamento vertical

Fonte: Borges(2007).

Os SACs de escoamento vertical necessitam de uma área 5 vezes menor que os horizontais subsuperficiais, devido a sua capacidade de fornecimento de oxigênio (VALENTIM, 2003).

No entanto, a necessidade de melhor compreensão da dinâmica de remoção e, ou, retenção dos poluentes da ARS, principalmente em SACV, fica evidente quando se observa que poucos são os relatos sobre o uso de sistemas de escoamento vertical para tal proposta. Assim, diante do exposto, verifica-se a necessidade de mais pesquisas focadas no manejo apropriado da ARS em sistemas de tratamentos que promovam os benefícios da redução do poder poluente dessas águas.

2.6 Importância das macrófitas em SACs

Macrófitas aquáticas são definidas como plantas herbáceas que crescem na água, em solos cobertos por água ou em solos saturados com água (POMPEO et al., 2004). No entanto, outras terminologias tais como, hidrófitas, helófitas, euhidrófitas, limnófitas e plantas aquáticas também são utilizadas para descrever o conjunto de vegetais adaptados ao ambiente aquático (GUNTENSPERGEN; STEARNS; KADLEC, 1988).

As macrófitas aquáticas de maior interesse para o uso em sistemas de purificação hídrica podem ser classificadas em:

- a) **Macrófitas flutuantes:** que flutuam livremente sobre ou abaixo da superfície da água. Ex. *Lemna* spp.; *Salvinia*.; *Eichhornia crassipes* (aguapé);

- b) **Macrófitas emergentes:** que ficam enraizadas em solos periodicamente inundados ou submersos, com a parte superior da planta exposta. Ex: *Phragmites* spp (caniço), *Scirpus* spp. (junco), *Typha* spp. (taboa);
- c) **Macrófitas emergentes com folhas flutuantes:** que ficam enraizadas no leito e apresentam folhas flutuantes na superfície da água. Ex: *Nymphaea* spp (lírio d'água), *Nuphar* spp;
- d) **Macrófitas submersas:** que crescem completamente submersas a água. Ex: *Elodea* spp.; *Potamogeton* spp.; *Hydrilla* spp.; *Egeria* spp.

A alta produtividade destes ecossistemas alagados dominados por macrofitas aquáticas favorecem processos microbiológico e bioquímico para a decomposição da matéria orgânica, mineralização de nutrientes e remoção de patógenos, além de processos físico-químicos como filtração, adsorção, precipitação e sedimentação (BRIX, 1997). Elas também são responsáveis pela aeração do meio suporte, garantindo um ambiente aeróbio para a degradação da matéria orgânica e para os processos que transformam os nutrientes, que também serão assimilados por elas.

As plantas vasculares aquáticas, emergentes e persistentes, são as mais utilizadas, pois possui tolerância à inundação contínua e exposição à água com resíduos, além de possuir crescimento rápido e alta capacidade de remoção de nutrientes e por estarem adaptadas a lugares úmidos com carga orgânica elevada. Entre estas, as mais utilizadas são a taboa (*Typha* spp.), *Phragmites* sp. e navalha de mico (*Scirpus* sp), (FEIJÓ; PINHEIRO; SIMIONATO, 2003).

Em SACs pesquisados no Brasil, têm sido usadas as espécies: *Juncus* sp. (SOUSA et al., 2004), *Echimochoa polytachya* (SEZERINO; PHILIPPI, 2003), *Typha* sp. (CAMPOS et al., 2005; HUSSAR, 2001; LIMA; SOUZA; HAANDEL, 2003; VALENTIM, 2003), *Zizaniopsis bonariensis* (CAMPOS et

al., 2005; FEIJÓ; PINHEIRO; SIMIONATO, 2003), *Eleocharis* sp. e *Scirpus* sp. (VALENTIM, 2003) e *Oriza sativa* L. (MEIRA et al., 2004; NOGUEIRA, 2003). Além de outras como alternantera (*Alternanthera philoxeroides*) (MATOS; FREITAS; LO MONACO, 2009) e lírio amarelo (*Hemerocallis flava*) (CHAGAS et al., 2008).

As raízes das plantas ajudam a diminuir a turbidez ao remover sólidos suspensos. O material adsorvido pelas raízes formou um excelente ecossistema para o desenvolvimento de fungos e bactérias que decompõem a matéria orgânica. Os produtos mineralizados por este processo são, em parte, absorvidos pelas plantas para o suprimento da demanda de nutrientes necessários ao seu crescimento. E exercem papel fundamental no tratamento, pois proporcionam superfícies para a ligação de filmes microbianos (que executam a maior parte do tratamento), transferem oxigênio para a coluna de água através das raízes e rizomas e proporcionam isolamento térmico. Elas são responsáveis pela ciclagem dos nutrientes e a sombra promovida pelas folhas inibe o crescimento de algas sobre o substrato e as lâminas de água formadas na superfície (CAMPOS, 1999; SILVA, 2007).

As macrófitas também apresentam habilidades de transportar gases atmosféricos, incluindo o oxigênio, para suprir a demanda respiratória dos tecidos das raízes, bem como oxigenar a rizosfera (rizomas e raízes), visto que os substratos que compõem os sistemas alagados são frequentemente caracterizados pela ausência de oxigênio, devido às condições de saturação de água e à quantidade de compostos orgânicos (FIA, 2009; HAMMER; BASTIAN, 1989).

No entanto, as plantas em SACs proporcionam valor estético tornando-os, visualmente mais agradáveis, uma vez que evitam que a água residuária aplicada e o lodo formado superficialmente fiquem totalmente expostos.

REFERÊNCIAS

ASSIS, O. F.; MURATORI, A. M. Poluição hídrica por dejetos de suínos: um estudo de caso na área rural do município de Quilombo, Santa Catarina. **Revista Eletrônica Geografar**, Curitiba, v. 2, n. 1, p. 42-59, jan./jun. 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA E EXPORTADORA DE CARNE SUÍNA. **Relatório ABIPECS 2011**. 2011. Disponível em: <http://www.abipecs.org.br/uploads/relatorios/relatoriosassociados/ABIPECS_relatorio_2011_pt.pdf>. Acesso em: 02 out. 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DOS CRIADORES DE SUÍNOS. **História dos suínos**. 2011. Disponível em: <http://www.abcs.org.br/portal//mun_sui/producao/historia.jsp>. Acesso em: 28 set. 2011, 09:30:30.

BARROS, S. S. L.; AMARAL, A. L.; LUCAS JÚNIOR, J. Monitoramento sanitário de um sistema integrado de tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Revista Panamericana de Salud Pública**, Washington, v. 6, n. 14, p. 385-393, 2003.

BELLI FILHO, P. et al. Tecnologias para o tratamento de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 5, n. 1, p. 166-177, 2001.

BORGES, B. C. **Avaliação da remoção e transporte do herbicida ametrina em sistemas alagados construídos**. 2007. 164 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2007.

BRASIL, M. S. et al. Desempenho agrônômico de vegetais cultivados em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v. 15, n. 3, p. 307-315, 2007.

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, 2007.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Water Science and Technology**, London, v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997.

CABRAL, J. R. et al. Impacto da água residuária de suinocultura no solo e na produção de capim-elefante. **Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 8, p. 823-831, 2011.

CAMPOS, C. M. M. et al. Avaliação do desempenho do reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) em escala laboratorial na remoção da carga orgânica de águas residuárias da suinocultura. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 29, n. 2, p. 390-399, 2005.

CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgoto sanitário por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 464 p. Projeto PROSAB.

CHAGAS, C. R. et al. Cinética de remoção de matéria orgânica em sistema alagados construídos cultivados com lírio amarelo. **Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 11, p. 1186-1192, 2008.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2007. 380 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 5).

CRONK, J. K. Constructed wetlands to treat wastewater from dairy and swine operations: a review. **Agriculture, ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 58, n. 2/3, p. 97-114, 1996.

FALLEIROS, F. T.; MIGUEL, W. C.; GAMEIRO, A. H. A desinformação como obstáculo ao consumo da carne suína in natura. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 46., 2008, Rio Branco. **Anais...** Brasília: SOBER, 2008. p. 32-41.

FEIJÓ, J.; PINHEIRO, A.; SIMIONATO, E. L. Desenvolvimento de espécies vegetais de macrófitas utilizadas em um sistema de wetlands implantado na região Sul do Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. **Resumo expandido...** Joinville: ABES/AIDIS, 2003. 1 CD-ROM.

FERNANDES, G. F. R.; OLIVEIRA, R. A. Desempenho de processo anaeróbio em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 26, n. 1, p. 243-256, 2006.

FIA, F. R. L. **Modelos de remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados construídos**. 2009. 146 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2009.

GABOUTLOELOE, G. K. et al. Combinations of horizontal and vertical flow constructed wetlands to improve nitrogen removal. **Water Air Soil Pollut: Focus**, The Netherlands, v. 9, n. 3, p. 279-286, 2009.

GONZÁLEZ, F. T. et al. Treatment of swine wastewater with subsurface-flow constructed wetlands in Yucatán, Mexico: influence of plant species and contact time. **Water SA**, Pretoria, v. 35, n. 4, p. 335-342, 2009.

GUNTENSPERGEN, G. R.; STEARNS, F.; KADLEC, J. A. Wetland vegetation. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON CONSTRUCTED WETLANDS FOR WASTEWATER TREATMENT, 1., 1988, Chattanooga. **Proceedings...** [S.l.: s.n.], 1988. p. 73-88, 1988.

HAMMER, D. A.; BASTIAN, R. K. Wetlands ecosystems: natural water purifiers? In: HAMMER, D. A. (Ed.). **Constructed wetlands for wastewater treatment: municipal, industrial and agricultural**. Michigan: Lewis Publishers, 1989. p. 5-19.

HAMMER, D. A.; KNIGHT, R. L. Designing constructed wetlands for nitrogen removal. **Water Science and Technology**, London, v. 29, n. 4, p. 15-27, 1994.

HIGARASHI, M. M.; KUNZ, A.; MATTEI, R. M. Aplicação de adsorção para remover amônia de efluentes suinícolas pré-tratados. **Química Nova**, São Paulo, v. 31, n. 5, p. 1156-1160, 2008.

HUNT, P. G.; MATHENY, T. A.; SZÖGI, A. A. Denitrification in constructed wetlands used for treatment of swine wastewater. **Journal of Environmental Quality**, California, v. 32, n. 2, p. 727-735, 2003.

HUNT, P. G.; POACH, M. E. State of the art for animal wastewater treatment in constructed wetlands. **Water Science and Technology**, Washington, v. 44, n. 11/12, p. 19-25, 2001.

HUSSAR, G. J. **Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura**. 2001. 118 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2001.

JETTEN, M. S. M. et al. Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation (“anammox”) process. **Current Opinion in Biotechnology**, The Netherlands, v. 12, n. 3, p. 283-288, 2000.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment wetlands**. 2nd ed. Florida: CRC, 2008. 1016 p.

KANTAWANICHKUL, S.; KLADPRASERT, S.; BRIX, H. Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetlands planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus involucratus*. **Ecological Engineering**, The Netherlands, v. 35, n. 9, p. 238-247, Feb. 2009.

KNIGHT, R. L. et al. Constructed wetlands for livestock wastewater management. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 15, p. 41-55, Jan. 2000.

KONZEN, E. A. **Aproveitamento de dejetos líquidos de suínos para fertirrigação e fertilização em grandes culturas**. Sete Lagoas: Embrapa – CNPMS, 2003. 11 p. (Circular técnica, 32).

LEE, C. Y. et al. Performance of subsurface flow constructed wetland taking pretreated swine effluent under heavy loads. **Bioresource Technology**, Essex, v. 92, p. 173-179, Feb. 2004.

LIMA, E. P. C.; SOUZA, J. T.; HAANDEL, A. van. Comportamento hidrodinâmico do sistema wetland no pós-tratamento de esgoto doméstico. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. **Anais...** Joinville: ABES/AIDIS, 2003. 1 CD-ROM.

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, 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. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 5, n. 2, p. 119-132, 2010.

MATOS, A. T. **Tratamento de resíduos agroindustriais**. [S.l.]: Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2005. Curso sobre tratamento de resíduos agroindustriais.

MEIRA, C. M. B. S. et al. Performance of horizontal subsurface flow constructed wetlands vegetated with rice treating a sewage polluted surface water. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS, 6.; INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 9., 2004, Avignon, France. **Proceedings...** Avignon: IWA/Astee, 2004. 1 CD-ROM.

MINAS GERAIS (Estado). Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 1, de 05 de maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário do Executivo – “Minas Gerais”**, Belo Horizonte, 05 maio 2008. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8151>>. Acesso em: 01 jun. 2012.

NOGUEIRA, S. F. **Balanço de nutrientes e avaliação de parâmetros biogeoquímicos em áreas alagadas construídas para tratamento de esgotos.** 2003. 137 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2003.

O’HOGAIN, S. The design, operation and performance of a municipal hybrid reed bed treatment system. **Water Science and Technology**, The Netherlands, v. 48, n. 5, p. 119-126, 2003.

PERDOMO, C. C. **Alternativas para o manejo e tratamento de dejetos suínos.** 2012. Disponível em: <<http://www.cnpsa.embrapa.br/?idp=Pi4x41q7k>>. Acesso em: 04 maio 2012.

POACH, M. et al. Improved nitrogen treatment by constructed wetlands receiving partially nitrified liquid swine manure. **Ecological Engineering**, Florence, v. 20, p. 183-197, Apr. 2003.

POMPEO, M. M. L. et al. Qualidade da água alterada pela mineração de carvão na microbacia do rio Fiorita (Siderópolis, Estado de Santa Catarina, Brasil). **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 26, n. 4, p. 243-251, 2004.

RIVERA, F. et al. Removal of pathogens from wastewater by the root zone method (RZM). **Water Science and Technology**, The Netherlands, v. 32, n. 3, p. 211-218, 1995.

SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S. Filtro plantado com macrófitas (Wetlands) como tratamento de esgotos em unidades residenciais: critérios para dimensionamento. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. **Anais...** Joinville: ABES/AIDIS, 2003. 1 CD-ROM.

SILVA, S. C. da. **Wetlands construídos de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos**. 2007. 67 p. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

SOUSA, J. T. et al. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 4, p. 285-290, 2004.

SPERLING, M. von. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2005. 452 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 1).

STROUS, M.; HEIJNEN, J. J.; JETTEN, M. S. M. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. **Applied Microbiology and Biotechnology**, Berlin, v. 50, n. 5, p. 589-596, 1998.

TOBIAS, A. C. T. **Tratamento de resíduos da suinocultura**: uso de reatores anaeróbios sequenciais seguido de leitos cultivados. 2002. 123 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados (“constructed wetland”) para tratamento de esgoto**: contribuições para concepção e operação. 2003. 210 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

VIVAN, M. et al. Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Jaboticabal, v. 14, n. 3, p. 320-325, 2009.

VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, Durham, v. 25, n. 5, p. 478-490, 2005.

VYMAZAL, J. The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. **Ecological Engineering**, Durham, v. 35, n. 5, p. 1-17, 2009.

YALCUK, A.; UGURLU, A. Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. **Bioresource Technology**, The Netherlands, v. 100, n. 9, p. 2521-2526, 2009.

CAPITULO 2 Remoção de matéria orgânica e estudo hidrodinâmico em sistemas alagados construídos combinados no pós-tratamento de efluentes da suinocultura

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi avaliar o desempenho de sistemas alagados construídos combinados e cultivados com diferentes espécies vegetais na remoção de matéria orgânica da água residuária da suinocultura, bem como avaliar o comportamento hidrodinâmico de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal com diferentes configurações. O sistema experimental foi composto por seis sistemas alagados construídos. Três de escoamento vertical (SACVs - S1, S2 e S3) e três de escoamento subsuperficial horizontal (SACHs). Os SACHs foram confeccionados com três diferentes configurações, com divisórias internas fixadas nas laterais de forma a favorecer o escoamento do tipo pistão de um lado para o outro dentro do SACH (W1); com divisórias internas fixadas acima e abaixo do leito de forma a favorecer o escoamento ascendente e descendente dentro do SACH (W2); e sem divisórias internas, como ocorre nos SACHs tradicionalmente pesquisados (W3). Nos SACVs foi cultivado o capim tifton-85 e a espécie vegetal cultivada nos SACHs foi a taboa. O experimento foi constituído de 3 fases. A fase I foi de adaptação dos sistemas à ARS e durou por 80 dias; na segunda e terceira fases, as taxas de aplicação superficial (TAS) foram aumentadas e aplicadas durante um período de 60 dias cada. Quanto à remoção de matéria orgânica na forma de DQO de forma geral, a eficiência de remoção aumentou com o aumento da carga orgânica aplicada alcançando cerca de 50% para o conjunto de sistemas verticais-horizontais. A média de remoção de ST e SST sofreu alteração significativa ($p < 0,05$) com o aumento da carga aplicada nos sistemas alagados verticais, exceto para os ST no SACV (S3) na fase III (33%), sendo a remoção de SST na fase III para o sistema SACV (S2) de 48% e para os sistemas alagados horizontais a remoção média de ST aumentou significativamente ($p < 0,05$) com o aumento da carga aplicada. Com relação ao ensaio hidrodinâmico nos SACHs, usando LiCl^+ obteve-se TDH_R 47% menor que o TDH_R do SACH (W3) e dispersão elevada comparado aos demais. As chicanas favoreceram o escoamento ascendente e descendente do SACH aproximando o TDH_R do TDH_T . O sistema SACH (W1) apresentou baixa dispersão ($d=0,0047$).

Palavras-chave: Hidrodinâmico. Wetlands. Matéria orgânica. Efluentes da suinocultura.

CHAPTER 2 Removal of organic matter and hydrodynamic study in combined constructed wetlands in the post-treatment of swine production effluents

ABSTRACT

The objective of this work was to evaluate the performance of combined constructed wetlands, cultivated with different plant species, in the removal of the organic matter of swine production wastewater, as well as evaluate the hydrodynamic behavior of horizontal constructed wetlands (HCW) with different settings. The experimental system was comprised of six constructed wetlands, three with vertical flow (VCW – S1, S2 and S3) and three with horizontal sub-superficial flow (HCW). The HCW were made in three different settings: with internal partitions fixed at the sides in order to favor the piston type flow from one side to the other within the HCW (W1); with internal partitions fixed above and below the bed in order to favor up and down flow within the HCW (W2); and without internal partitions, as traditionally occurs in HCW researches (W3). Tifton-85 bermudagrass and cattail were cultivated in the VCW and HCW, respectively. The experiment constituted of 3 phases. Phase I was the adaptation of the systems to swine production wastewater and lasted 80 days; in phases II and III the superficial application rates (SAR) were increased and applied during a period of 60 days each. In regard to the removal of organic matter, generally in the form of chemical oxygen demand, the efficiency of the removal increased with the increase in the amount of organic matter applied, reaching up to 50% for both vertical and horizontal wetlands. The average removal of total solids and total suspended solids suffered significant ($P < 0.05$) alteration with the increase of the amount of organic matter applied to the VCW, except for the total solids in the VCW (S3) in phase III (33%), with the removal of total suspended solids in phase III for the VCW (S2) of 48%; for the HCW, the average removal of total solids increased significantly ($P < 0.05$) with the increase of the amount applied. In regard to the hydrodynamic trial in the HCW, using LiCl^+ , the rHRT obtained was 47% smaller than the rHRT of the HCW (W3) and presented elevated dispersion compared to the others. The chicanes favored up and down flow of the HCW, approximating the rHRT to the tHRT. The HCW system (W1) presented low dispersion ($d=0.0047$).

Key-words: Hydrodynamic. Wetlands. Organic matter. Swine production effluents.

1 INTRODUÇÃO

Águas residuárias da suinocultura contêm alta concentração de poluentes, como sólidos em suspensão, orgânicos e nutrientes que podem deteriorar a qualidade dos cursos de água em que são descarregados. Para diminuir este impacto, o tratamento das águas residuárias da suinocultura, antes de sua descarga, deve ser realizado.

Os sistemas alagados construídos (SACs) têm recebido atenção especial devido à questão ambiental e a importância crescente de técnicas que utilizem meios naturais e sustentáveis no tratamento de águas residuárias. Os SACs destacam-se pelo seu baixo custo de implantação e operação, capacidade de absorver choques de carga orgânica, além de apresentar menor consumo energético (VYMAZAL, 2002) e tem sido propostos e utilizados no Brasil para tratamento e, ou, pós-tratamento de várias águas residuárias, tais como as domésticas (BRASIL; MATOS; SOARES, 2007), de laticínios (MATOS; ABRAHÃO; PEREIRA, 2008), da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro (FIA et al., 2008) e da suinocultura (FIA, 2009; MATOS; FREITAS; LO MONACO, 2009).

O sistema alagado construído age como um filtro biológico das águas residuárias nos quais os microrganismos aeróbios e anaeróbios se aderem ao meio suporte, onde as plantas são estabelecidas ou fixadas. A rizosfera e outras partes submersas das plantas tornam-se importantes mecanismos de purificação da água. A biota presente nos sistemas alagados – macrófitas, microfauna e microflora – absorve nutrientes e degrada a matéria orgânica das águas residuárias, contribuindo para ciclagem de nutrientes e do carbono (KADLEC; WALLACE, 2008).

A remoção do material orgânico presente na água residuária se dá por meio de processos físicos, químicos e biológicos, influenciados pelo tipo de

planta cultivada, escoamento do efluente no leito de macrófitas, material suporte (meio filtrante) e principalmente, pelas características físicas e químicas do efluente a ser tratado. A combinação de diferentes ambientes dentro do leito de macrófitas (aeróbios, anaeróbios e anóxicos) contribui para que se possa ter uma melhoria na degradação biológica da remoção de matéria orgânica (DBO – demanda bioquímica de oxigênio e DQO – demanda química de oxigênio) e de nutrientes (REDDY; DELAUNE, 2008), melhorando a qualidade do efluente final.

Os SACs agem como filtro, de modo a favorecer a separação de SST por sedimentação (discreta e floclulenta), ocorrendo o aprisionamento físico e adsorção por meio de biofilmes aderidos ao meio suporte e raízes desenvolvidas nesse meio. Os SACs são eficientes em função da baixa velocidade de escoamento e da grande área específica do meio suporte (UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECT AGENCY – USEPA, 2000).

No presente trabalho teve-se como objetivo estudar o desempenho de sistemas alagados construídos combinados (escoamento vertical – horizontal) e cultivados com capim tifton 85 (*Cynodon spp.*) e taboa (*Typha sp.*) na remoção de matéria orgânica presente na água residuária da suinocultura pré-tratada em sistemas anaeróbios, bem como avaliar o comportamento hidrodinâmico de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal com diferentes configurações.

2 MATERIAL E METODOS

2.1 Área experimental

O experimento foi conduzido na área de tratamento de efluentes do Departamento de Zootecnia, sob responsabilidade do Departamento de Engenharia, na Universidade Federal de Lavras, em Lavras, Minas Gerais, latitude 21°14'S, longitude 42°00'W, altitude média de 918 m e clima Cwa, segundo a classificação de Köppen.

A água residuária da suinocultura (ARS) foi proveniente das instalações do setor de suínos do Departamento de Zootecnia da UFLA. Atualmente, a ARS passa por um pré-tratamento composto por peneira estática e tratamento primário/secundário composto por reator anaeróbico compartimentado (RAC) seguido de reator UASB e decantador (PEREIRA et al., 2011). Desta forma, a ARS utilizada neste trabalho foi o efluente do sistema de tratamento já existente após passar pelos reatores e decantador final e apresentou as características médias apresentadas na Tabela 1.

Os SACs foram monitorados dentro de uma casa de vegetação (estufa), e composto por seis sistemas alagados construídos. Três de escoamento vertical (SACVs) e três de escoamento subsuperficial horizontal (SACHs).

Tabela 1 Valores médios e desvio padrão das principais características da água residuária de suinocultura utilizada no experimento

pH ⁽³⁰⁾	DQO ⁽²⁹⁾	NTK ⁽²⁹⁾	PT ⁽²⁷⁾
	mg L ⁻¹		
8,0±0,4	379±146	133±76	10,6±8,2

DQO – demanda química de oxigênio; NTK – nitrogênio total Kjeldahl; e PT – fósforo total. Entre parênteses o número de amostragens utilizado para o cálculo da média.

2.2 Configuração dos sistemas

Os SACVs foram constituídos por caixas de fibra de vidro com volume total de 100 L, com 0,54 m de altura e 0,86 m de diâmetro médio preenchidos com brita zero (diâmetro D-60 = 7,0 mm e volume de vazios inicial médio de $0,494 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$). Enquanto os SACHs foram constituídos por caixas de fibra de vidro com dimensões de 2,0 m x 0,5 m x 0,60 m (comprimento x largura x altura) (Figuras 1 e 2). Os SACHs foram preenchidos com brita zero (diâmetro D-60 = 7,0 mm e volume de vazios inicial médio de $0,494 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) até a altura de 0,55 m e o nível d'água foi mantido a 0,05 m abaixo da superfície do material suporte. Nos SACVs foram construídos drenos de fundo por meio de tubos de PVC (25 mm) perfurados para facilitar o escoamento do efluente. Nos SACHs foram construídos sistemas de drenagem localizados na parte oposta à entrada da ARS, confeccionados com tubos de PVC (32 mm) perfurado.

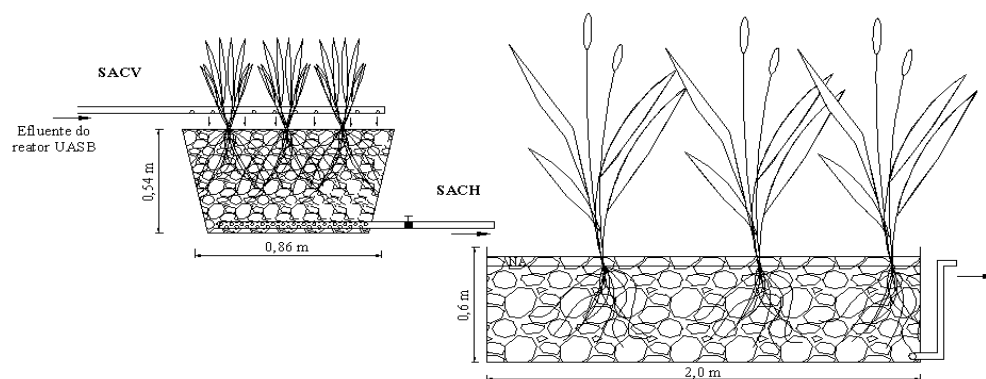


Figura 1 Diagrama esquemático dos sistemas alagados construídos de escoamento vertical (SACVs) e horizontal (SACHs)



Figura 2 Sistema experimental: (A) e (B) detalhe dos sistemas verticais e (C) e (D) detalhe dos sistemas horizontais na implantação e aos 45 dias de monitoramento, respectivamente

A fim de se avaliar a influência do comportamento hidrodinâmico na remoção dos poluentes, principalmente nas formas de nitrogênio, os SACHs foram confeccionados com três diferentes configurações (Figura 3):

- (1) Com divisórias internas fixadas nas laterais do SACH de forma a favorecer o escoamento do tipo pistão de um lado para o outro dentro do SACH;
- (2) Com divisórias internas fixadas acima e abaixo do leito do SACH de forma a favorecer o escoamento ascendente e descende dentro do

SACH, a fim de favorecer a mistura do efluente ora em ambiente estritamente anaeróbio (fundo do SACH), ora em ambiente aeróbio/anóxico (na superfície do SACH);

- (3) Sem divisórias internas, como ocorre nos SACHs tradicionalmente pesquisados.

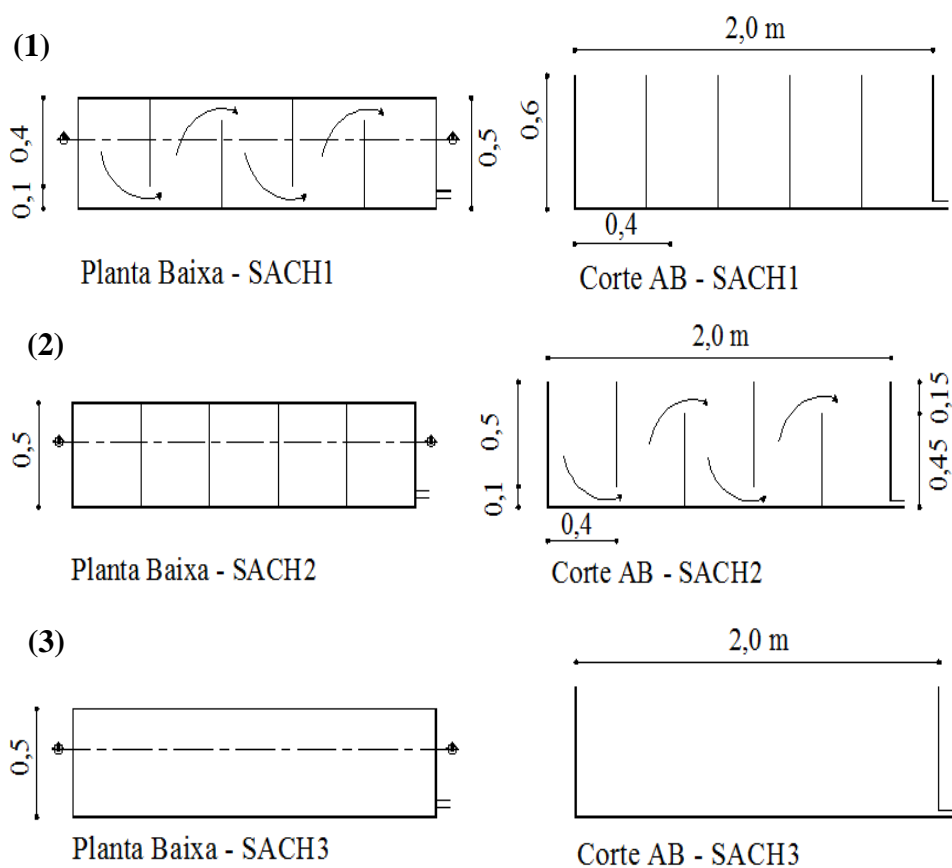


Figura 3 Esquema das diferentes configurações dos SACHs avaliados

Nos SACVs foi cultivado o capim tifton-85 (*Cynodon spp.*), por se tratar de uma espécie agressiva, de elevada capacidade extratora de nutrientes (FIA, 2009; MATOS; FREITAS; LO MONACO, 2010), e não exigir que o solo esteja

constantemente saturado com água. O tifton foi proveniente do Setor de Forragicultura do Departamento de Zootecnia da UFLA. A densidade de plantio foi de 8 propágulos por SACV ou 20 propágulos por m² (FIA, 2009).

A espécie vegetal cultivada nos SACHs foi a taboa (*Typha* sp.), devido à sua capacidade em translocar oxigênio da parte aérea para o sistema radicular (KADLEC; WALLACE, 2008) e por apresentar melhor desenvolvimento em ambiente saturado com água. As mudas foram obtidas em área alagada natural localizada no setor de piscicultura da UFLA. A densidade de plantio foi de 14 propágulos por SACH ou 14 propágulos por m² (FIA, 2009).

2.3 Condução experimental

O experimento foi constituído de 3 fases. A fase I foi de adaptação dos sistemas à ARS e durou 80 dias; na segunda e terceira fases, as taxas de aplicação superficial (TAS) foram aumentadas (Tabelas 2 e 3) e aplicadas durante um período de 60 dias cada, para verificar a capacidade do sistema em tratar maiores quantidades de poluentes (MATOS; FREITAS; LO MONACO, 2010).

A vazão foi monitorada frequentemente (Tabela 2) por medição direta. Internamente à casa de vegetação foi instalado um termohigrômetro para medição da temperatura do ar máxima e mínima e a temperatura máxima e mínima do líquido em tratamento. As temperaturas médias diárias foram obtidas por meio do cálculo das médias simples entre as temperaturas máximas e a mínimas diárias (JERSZURKI; SOUZA, 2010).

A diferenciação nas TAS foi feita por meio da variação da vazão afluente aos SACVs (Tabela 2). A alimentação dos SACVs foi feita por meio de bomba dosadora a solenóide e mangueiras de PVC, a partir de uma caixa de acumulação que recebia a ARS, por bombeamento dos sistemas de tratamento

existentes (reatores RAC e UASB e decantador final). A alimentação dos SACHs foi feita por gravidade a partir dos SACVs, cujas características operacionais estão apresentadas na Tabela 3.

Determinou-se o potencial hidrogeniônico (pH), as concentrações afluentes e efluentes das variáveis sólidos totais (ST) e sólidos suspensos totais (SST), por gravimetria e demanda química de oxigênio (DQO) por refluxo fechado (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION – WEF, 2005), durante as três fases de monitoramento do sistema, a fim de analisar o comportamento das variáveis ao longo do tempo e em cada fase.

O capim tifton-85 foi cortado aos 60, 120, 180 e 200 dias após a implantação do sistema. Exceto no último, ocorrido em função do término do experimento, os demais foram realizados quando o capim tifton-85 apresentou início da floração. Devido ao desenvolvimento mais lento da taboa esta foi ceifada ao término do experimento, 200 dias após o início do mesmo.

Tabela 2 Valores médios das características operacionais dos sistemas alagados verticais em cada fase

Sistemas	Fase I		Fase II		Fase III	
	Q ⁽⁵¹⁾	TAS _{DQO} ⁽¹³⁾	Q ⁽²⁹⁾	TAS _{DQO} ⁽⁹⁾	Q ⁽²⁴⁾	TAS _{DQO} ⁽⁸⁾
S1	0,064	763	0,095	828	0,129	1.032
S2	0,063	754	0,096	830	0,129	1.032
S3	0,063	754	0,095	828	0,129	1.032

S1, S2 e S3 – sistemas alagados verticais – SACVs; Q – Vazão (m³ d⁻¹); TAS_{DQO} - taxa de aplicação superficial de demanda química de oxigênio (kg ha⁻¹ d⁻¹ de DQO). Entre parênteses o número de amostragens.

Tabela 3 Valores médios das características operacionais dos sistemas alagados horizontais em cada fase

Sistemas	Fase I		Fase II		Fase III	
	TDH ⁽⁵¹⁾	TAS _{DQO} ⁽¹³⁾	TDH ⁽²⁹⁾	TAS _{DQO} ⁽⁹⁾	Q ⁽²⁴⁾	TAS _{DQO} ⁽⁸⁾
W1	4,7	294	3,1	319	2,3	397
W2	4,8	290	3,1	320	2,3	397
W3	4,8	290	3,1	319	2,3	397

W1, W2 e W3 - sistemas alagados horizontais – SACHs; TDH – Tempo de detenção hidráulica (d); TAS_{DQO} - taxa de aplicação superficial de demanda química de oxigênio (kg ha⁻¹ d⁻¹ de DQO). Entre parênteses o número de amostragens.

2.4 Estudo hidrodinâmico

Ao término do experimento foi realizado um teste com traçador nos SACHs utilizando cloreto de lítio (LiCl). A massa de Li⁺ aplicada ao sistema foi calculada considerando-se o volume útil dos SACHs e a concentração média de detecção analítica (50 mg L⁻¹ de Li⁺).

Para cada SACH foram utilizados 90 g de LiCl (15 g de Li⁺) previamente seco em estufa. O sal foi dissolvido em 300 mL de água, para evitar que algum excesso de vazão pudesse prejudicar o funcionamento do sistema. A aplicação foi em pulso (aproximadamente 1 minuto), juntamente com o funcionamento do sistema. Para leituras das concentrações de Li⁺ foi utilizado fotômetro de chama. As amostras foram coletadas com intervalos de 15 minutos, desde o momento de aplicação do sal no sistema até a obtenção de uma cauda (residual) constante, não indicando a variação na concentração de lítio na saída. Para estimativa dos valores de tempo de detenção hidráulica real (TDH_R) foi utilizado balanço de massa para condição de fluxo em pistão ideal (sem dispersão axial) conforme citado por Metcalf & Eddy et al. (2003).

Para a obtenção dos parâmetros hidráulicos de interesse, foi utilizada a metodologia descrita por Werner e Kadlec (1996). Os parâmetros tempo de detenção real (TDH_R) e número de dispersão (d) são decorrentes da centroide e da variância da distribuição, respectivamente. Já o parâmetro eficiência hidráulica (λ) foi calculado a partir do tempo no qual é detectado o pico de concentração do traçador e do tempo de residência nominal (PERSSON; SOMES; WONG, 1999). O TDH_T foi obtido por meio da Equação 1. Os parâmetros tempo de detenção real (TDH_R) (Equações 2 e 3) e número de dispersão (d) são decorrentes da centroide e da variância da distribuição (Equações 4 e 5), respectivamente. Já o parâmetro eficiência hidráulica (λ) foi calculado a partir da relação entre o tempo de detenção real e o tempo de detenção teórico (Equação 6).

$$TDH_T = \frac{Vol \cdot \eta}{Q} \quad (1)$$

em que,

TDH_T = Tempo de detenção hidráulica teórico (T);

Vol = Volume total do SACH (L^3);

η = Porosidade do material suporte ($L^3 L^{-3}$);

Q = Vazão ($L^3 T^{-1}$);

$$TDH_R = \frac{\int_0^{\infty} t \cdot C(t) dt}{\int_0^{\infty} C(t) dt} \quad (2)$$

em que,

TDH_R - tempo de detenção real médio (T);

t – tempo (T);

C – concentração do traçador no tempo t ($M L^{-3}$).

Se a curva de resposta (traçador versus tempo) é definida por uma série de medições discretas no tempo, o tempo de residência médio pode ser dado pela equação 3 (METCALF & EDDY et al., 2003):

$$TDH_R = \frac{\sum t_i \cdot C_i \cdot \Delta t_i}{\sum C_i \cdot \Delta t_i} \quad (3)$$

em que,

t_i – tempo na i ésima medida (T);

C_i – concentração do traçador na i ésima medida ($M L^{-3}$).

Δt_i – incremento de tempo após C_i (T).

$$d = 2 \frac{D}{u \cdot L} = \frac{1}{2} \frac{\sigma^2}{TDH_T^2} \quad (4)$$

em que,

D – Coeficiente de dispersão axial ou longitudinal ($L^2 T^{-1}$);

u – velocidade horizontal média ($L^2 T^{-1}$);

L – comprimento do reator (L);

d – número de dispersão (adimensional);

σ^2 – variância da curva normalizada do traçador (T^2).

A variância da curva de resposta (traçador versus tempo), definida por uma série de medições discretas no tempo, pode ser definida pela equação 5 (METCALF & EDDY et al., 2003):

$$\sigma^2 = \frac{\sum t_i^2 \cdot C_i \cdot \Delta t_i}{\sum C_i \cdot \Delta t_i} - (TDH_R)^2 \quad (5)$$

$$\lambda = \frac{TDH_R}{TDH_T} \quad (6)$$

em que,

λ – eficiência hidráulica (adimensional).

Durante o ensaio hidrodinâmico a vazão efluente dos SACHs foi quantificada para estimar a evapotranspiração ocorrida no sistema, por meio da diferença entre o volume aplicado e o volume recolhido dos sistemas durante o período de avaliação.

2.5 Análise estatística

Para os SACVs procedeu-se a análise de variância, seguida pelo teste de Tukey, em nível de 5% de probabilidade quando havia efeito significativo dos fatores. Para efeito de análise estatística considerou-se um delineamento inteiramente ao acaso com três repetições (três SACVs - S1, S2 e S3) e três fases.

Para os SACHs (W1, W2 e W3) e para os conjuntos (S1-W1, S2-W2 e S3-W3) procedeu a análise de variância das variáveis seguida pelo teste de Tukey, em nível de 5% de probabilidade quando havia efeito significativo dos fatores. Utilizou-se o esquema fatorial 3 x 3 (3 SACHs e 3 fases) com o número de repetições no tempo, de acordo com o número de amostragem de cada variável.

As análises estatísticas foram feitas com o Programa Estatístico SISVAR (FERREIRA, 2011).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para as mesmas variáveis na mesma fase, vazão (Q) nos sistemas alagados verticais (S), tempo de detenção hidráulica (TDH_T) nos sistemas alagados horizontais (W) e taxa de aplicação superficial (TAS_{DQO}) em ambos os sistemas não houve diferença estatística pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade. Para as mesmas variáveis nas diferentes fases houve diferença estatística pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

3.1 Condições ambientais

Os valores máximos, mínimos e médios da temperatura do ar na casa de vegetação e do líquido em tratamento nos SACs estão apresentados na Tabela 4 e Figura 4. A temperatura ambiente na casa de vegetação alcançou valores máximos elevados comparados aos valores de temperatura ambiente para a região do estudo. Apesar das elevadas temperaturas do ar, no interior da casa de vegetação, as temperaturas médias do líquido residente nos SACs, durante as diferentes fases de condução experimental, foram semelhantes ($p > 0,05$).

Tabela 4 Temperaturas máximas, médias e mínimas do ar e do líquido em tratamento nos SACs

Fases	Temperatura do ar			Temperatura da água		
	Máxima	Média	Mínima	Máxima	Média	Mínima
I ⁽³³⁾	36,2A	25,6 ^a	14,9A	25,7A	23,8A	21,9 ^a
II ⁽²⁸⁾	33,8B	25,9 ^a	17,9B	24,9A	23,5A	22,1 ^a
III ⁽¹⁷⁾	35,3AB	26,4 ^a	17,5B	25,6A	23,8A	22,1 ^a

Para a mesma variável, médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna não diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade. Entre parênteses o número de amostragens para o cálculo da média.

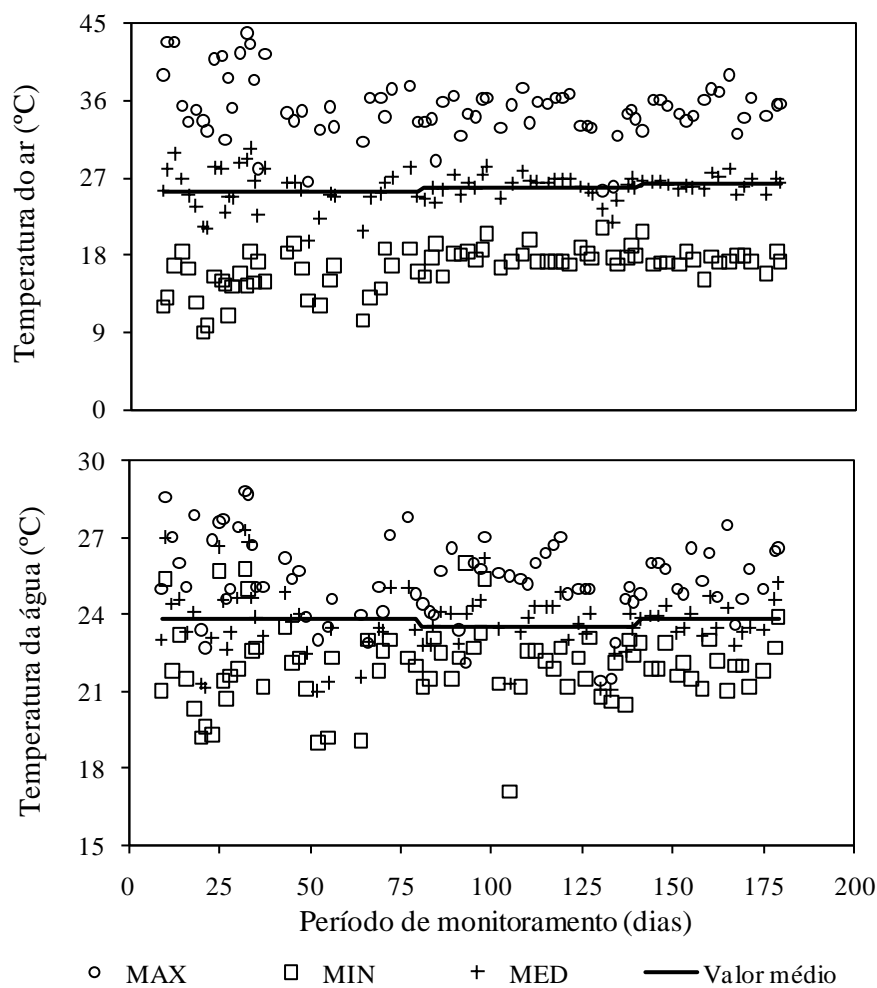


Figura 4 Valores de temperatura máxima, média e mínima diária do ar e da água residuária em tratamento nos SACs e temperatura média do ar e da água nas diferentes fases de monitoramento dos sistemas (Fase I – 0 a 80 dias; Fase II – 81 a 150 dias; e Fase III – 151 a 200 dias).

Os maiores valores médios de temperatura da água foram observados nos SACHs, onde foi realizado o monitoramento da temperatura da água em tratamento, no início da operação dos sistemas (Figura 4), o que pode ser justificado pelo reduzido crescimento da taboa nesta fase e a exposição do leito

de brita à luz solar incidente dentro da casa de vegetação, elevando a temperatura do líquido.

A temperatura média do líquido nas três fases foi de aproximadamente 22°C, considerada mesofílica. As variações de temperatura na água residuária podem afetar o desempenho do sistema de tratamento biológico. Muitos manuais de dimensionamento baseiam-se em processos cinéticos controlados pela atividade de microrganismos nos SACs. Estes modelos assumem uma relação positiva entre a temperatura e a taxa de remoção do poluente, o que, conseqüentemente, aumenta a degradação da matéria orgânica (STEIN et al., 2006). No entanto, Kadlec e Wallace (2008) concluíram que há pequena, senão nenhuma, influência da temperatura sobre a taxa de remoção de matéria orgânica em SACs. Kadlec e Reddy (2001), em revisão sobre os efeitos da temperatura nos SACs, concluíram que, na maioria das vezes, não foi encontrada relação entre estas variáveis e em alguns casos, houve decréscimo na taxa de degradação da matéria orgânica com o aumento da temperatura.

3.2 Vazão afluyente aos sistemas alagados

Na Tabela 5 estão apresentadas as médias das vazões afluentes aos sistemas alagados, e na Figura 5 está apresentada a variação na vazão afluyente durante as três fases de condução do experimento.

Tabela 5 Valores médios das vazões aplicadas aos sistemas alagados construídos durante as três fases de monitoramento do sistema

Fases	S1-W1	S2-W2	S3-W3
I ⁽⁵¹⁾	0,066aA	0,065aA	0,066aA
II ⁽²⁹⁾	0,095aB	0,096aB	0,095aB
III ⁽²⁴⁾	0,129aC	0,129aC	0,129aC

Entre parênteses o número de amostragens. Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha não diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade. Médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna não diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

A aplicação da vazão feita por meio de bombas dosadoras fez-se com que fossem mantidas as vazões para os três sistemas dentro de casa fase, não diferindo estatisticamente ($p > 0,05$). No entanto, para as diferentes fases as vazões aplicadas foram aumentadas, as quais diferiram entre as fases ($p < 0,05$).

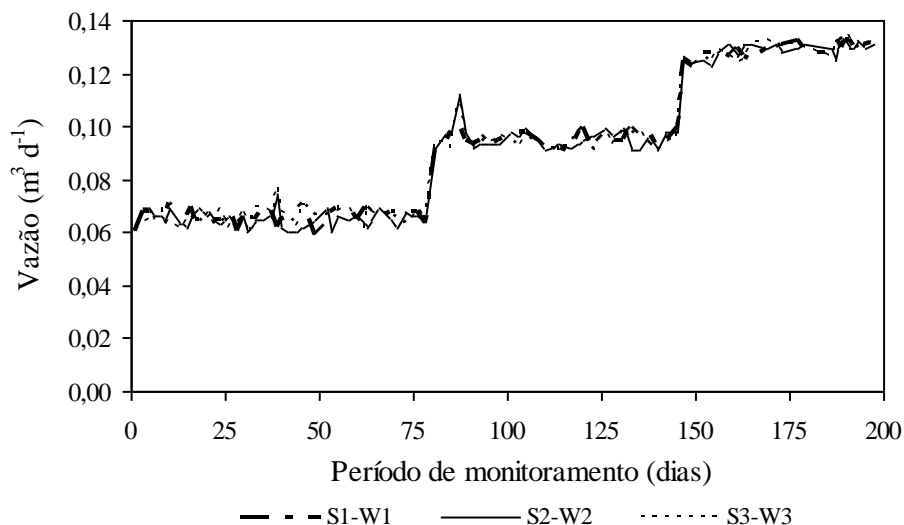


Figura 5 Vazão afluyente aos sistemas alagados verticais obtidos ao longo do período experimental (Fase I – 0 a 80 dias; Fase II – 81 a 150 dias; e Fase III – 151 a 200 dias)

A aplicação uniforme implica em redução de picos de vazão que podem causar o arraste de sólidos e também dos grânulos bacterianos formados nos interstícios do meio suporte e que são responsáveis pela remoção de poluentes das águas residuárias. Além disso, nas etapas iniciais, variações bruscas da vazão podem dificultar a formação do biofilme na superfície do material suporte, prejudicando a remoção de poluentes pelos sistemas alagados.

Os valores médios apresentados na Tabela 5 foram aqueles aportados nos sistemas verticais. No entanto, como estes foram cultivados com capim tifton-85, as vazões aplicadas nos sistemas horizontais foram, provavelmente, menores em função da evapotranspiração ocorrida nos sistemas verticais. Assim, ao longo dos sistemas ocorreu, provavelmente, redução da água em tratamento e consequente aumento nas concentrações dos poluentes e redução nas eficiências de remoção (ALMEIDA; UCKER, 2011; BRASIL; MATOS; SOARES, 2007).

3.3 Avaliação hidrodinâmica

A partir da medição das concentrações de lítio efluentes dos SACHs ao longo do tempo do ensaio foram obtidas as curvas de concentração versus tempo para os três SACHs com diferentes configurações (Figura 6). As quantidades de Li^+ recuperados dos sistemas foram iguais a 13,7, 10,0 e 14,8 g. O que corresponde a 92, 67 e 99% do valor aportado no início do teste hidrodinâmico.

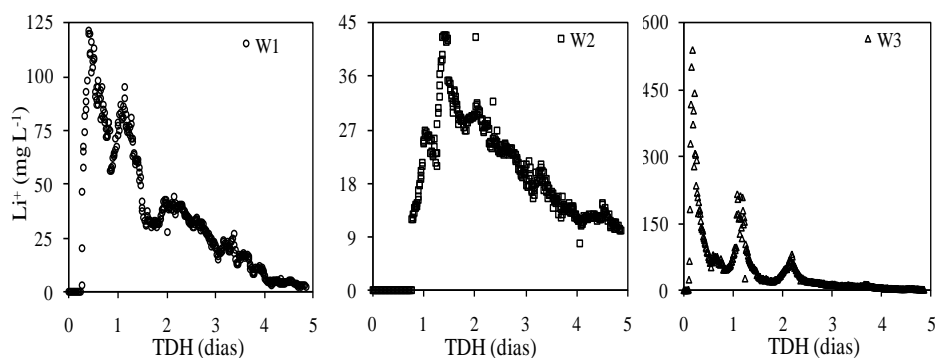


Figura 6 Concentração de lítio no efluente dos três SACHs avaliados

O comportamento do traçador reflete as diferentes configurações dos SACHs. Os W1 e W2 apresentaram curvas semelhantes. O menor tempo de retardo foi observado para o W3 e o maior para o W2. Verifica-se também que os picos de passagem dos traçadores se deram antes do TDH_T que foi de 2,32 d (Tabela 6), diferentemente do observado por Borges et al. (2009).

Tabela 6 Valores de vazão média diária afluente e efluente(Q), tempo de detenção hidráulica teórico (TDH_T), tempo de detenção hidráulica real (TDH_R), tempos de pico (T_p), eficiência hidráulica (λ), e número de dispersão (d) obtidos para os SACHs com diferentes configurações.

Variáveis	W1	W2	W3
Q afluente ($m^3 d^{-1}$)	0,129	0,129	0,131
Q efluente ($m^3 d^{-1}$)*	0,092	0,097	0,076
TDH_T (d)	2,32	2,32	2,29
TDH_R (d)	1,58	2,48	1,08
λ (adimensional)	0,68	1,07	0,47
T_p (d)	0,39	1,39	0,17
d (adimensional)	0,047	0,150	0,604

* Q efluente corrigida pela evapotranspiração do período.

O tempo de surgimento dos picos de concentração foi inferior ao TDH_R em todas as curvas; tal fenômeno indica a formação de pequenos canais preferenciais e a ocorrência de regiões de estagnação, como observado por Borges et al. (2009). O fenômeno de cauda observado advém, principalmente, de fenômenos de difusão e de adsorção do traçador no substrato dos sistemas, resultante da retenção superficial e contenção do produto nos poros e em várias pequenas regiões estagnadas geradas pelo suporte poroso, mais evidente no W3. Os picos secundários de concentração observados em todos os SACHs estão relacionados às zonas mortas presentes no sistema. No entanto, pela Figura 6, foram bastante evidentes os curtos-circuitos presentes nos sistemas (ALCOCER; VALLEJOS; CHAMPAGNE, 2012). Vários estudos com traçadores têm evidenciado que uma significativa fração do traçador alcança a saída do sistema antes de ter passado 40% do TDH_T (LIGHTBODY; NEPF; BAYS, 2009).

O valor calculado para o TDH_T (2,32 d ou 56 h) sempre foi superior aos observados utilizando-se as curvas experimentais diferente do observado por

Borges et al. (2009) (Tabela 6). Koskiaho (2003) verificou que o TDH_T foi cerca de duas vezes superior ao TDH_R .

Holland et al. (2004) verificaram que o nível da água no SACH influencia o TDH_R . O aumento no nível da água aumentou o TDH_R observado em SACHs de 250 m² de área. Neste trabalho, o W2, apresentou chicanas instaladas no fundo do mesmo, o que fez com o nível da água e seu escoamento sofresse influência direta destas, o que resultou no aumento do TDH_R em relação aos outros SACHs, e aproximou os valores de TDH_R e TDH_T .

Provavelmente, em função do formato irregular (elíptico), aproximadamente 35 m de comprimento máximo e 12 m de largura, Holland et al. (2004) observaram a eficiência volumétrica λ variando de 0,22 para menor vazão e 0,25 para maior vazão. Borges et al. (2009) verificaram para SACHs com formato retangular ($C/L = 24/1$) valores superiores a 0,87. A eficiência volumétrica indica que o sistema é eficiente em utilizar todo o seu volume para o escoamento da água, o que por sua vez, redundava em elevadas eficiências devido à ocorrência efetiva do escoamento em pistão. Os valores encontrados aqui para os SACHs testados sugerem que há algum grau de dispersão no meio e que o escoamento em pistão não ocorre em sua máxima eficiência. Segundo Persson, Somes e Wong (1999), SACHs com λ superior a 0,75 apresentam boa condição hidráulica, e valores inferiores a 0,50 denotam pobre eficiência hidráulica.

O TDH_R foi da ordem de 68 e 47% menor que o TDH_T no W1 e W3, respectivamente. Para o W2 o TDH_R foi 7% maior que o TDH_T . Esperava-se que as chicanas características do SACH1 pudessem deixar mais próximos os valores de TDH, pelo aumento da relação C/L (5/1). Jenkins e Greenway (2005) e Persson, Somes e Wong (1999) mostraram que a razão comprimento/largura (C/L) de um SACH tem significativa influência nas características do escoamento da água no SACH. Esses autores mostraram que as zonas de recirculação próximas à entrada e zonas de mistura ao longo do sistema agem

para reduzir o volume efetivo do SACH. Alcocer, Vallejos e Champagne (2012) verificaram, ao avaliarem SACHs com volume de 190 L, que o aumento na razão C/L (3:1) tornou o TDH_R mais próximo do TDH_T , e proporcionou o escoamento do tipo pistonado e reduziu o volume de zonas mortas quando comparado a outras razões C/L (1:1 e 1,5:1). Silva, Athayde Júnior e Oliveira (2001) concluíram que o uso de chicanas não proporcionou uma melhoria significativa na qualidade do efluente de lagoas de estabilização, embora a lagoa com chicanas do tipo vai-e-vem tenha apresentado efluente com concentrações mais baixas. Tal efeito negativo foi atribuído à maior profundidade das lagoas (2,3 m).

Observando-se os números de dispersão para cada sistema, é possível identificar que apenas o W1 apresentou baixa dispersão ($d < 0,05$) conforme classificação apresentada por Metcalf & Eddy et al. (2003). Os demais apresentaram dispersão moderada ($0,05 < d < 0,25$).

Os TDH_R obtidos por meio de traçadores foram inferiores aos TDH_T mostrando que o comportamento hidráulico esperado (escoamento do tipo pistão) não ocorreu. Isto se justifica pelo fato de não ocorrer perfis homogêneos de velocidade nos SACHs. Fatores como variação da porosidade devido à formação do biofilme, desenvolvimento do sistema radicular das plantas e a evapotranspiração devem ser considerados como interferentes no processo (LANGERGRABER et al., 2009).

3.4 Valores de pH

Observando-se a Tabela 7, nota-se redução nos valores médios de pH nos efluentes dos SACVs (S1, S2 e S3) quando comparados aos obtidos no afluente. Sendo mais acentuada com o aumento da matéria orgânica aplicada (fases II e III). Na fase I, os efluentes dos SACHs (W1, W2 e W3) apresentaram

elevação dos valores de pH comparados aos efluentes dos SACVs. Nas fases II e III, os valores foram reduzidos.

Apesar da variação dos valores de pH (Figura 7), estes se mantiveram dentro da faixa de condições ideais para sobrevivência das bactérias responsáveis pela degradação da matéria orgânica, que varia de 6,0 a 9,0 (METCALF & EDDY et al., 2003). Os valores observados concorreram também para melhor desempenho de espécies vegetais cultivadas em relação à absorção de nutrientes, cujos valores de pH devem estar próximos aos da neutralidade (BRIX; DYHR-JENSEN; LORENZEN, 2002).

Tabela 7 Valores médios e desvio padrão de pH no afluente e nos efluentes dos sistemas alagados verticais (S1, S2 e S3) e horizontais (W1, W2, W3) ao longo das três fases de monitoramento dos sistemas

Fases	Afluente	S1	S2	S3	W1	W2	W3
I ⁽¹³⁾	8,1±0,4	7,9±0,3	7,9±0,3	7,7±0,3	8,0±0,2	8,0±0,2	7,9±0,2
II ⁽⁹⁾	8,0±0,3	7,2±0,5	7,3±0,3	7,4±0,3	6,9±0,6	7,3±0,4	7,3±0,4
III ⁽⁸⁾	7,8±0,3	7,3±0,2	7,3±0,2	7,2±0,3	7,0±0,4	7,0±0,3	6,9±0,4

Entre parênteses o número de amostragens para o cálculo da média.

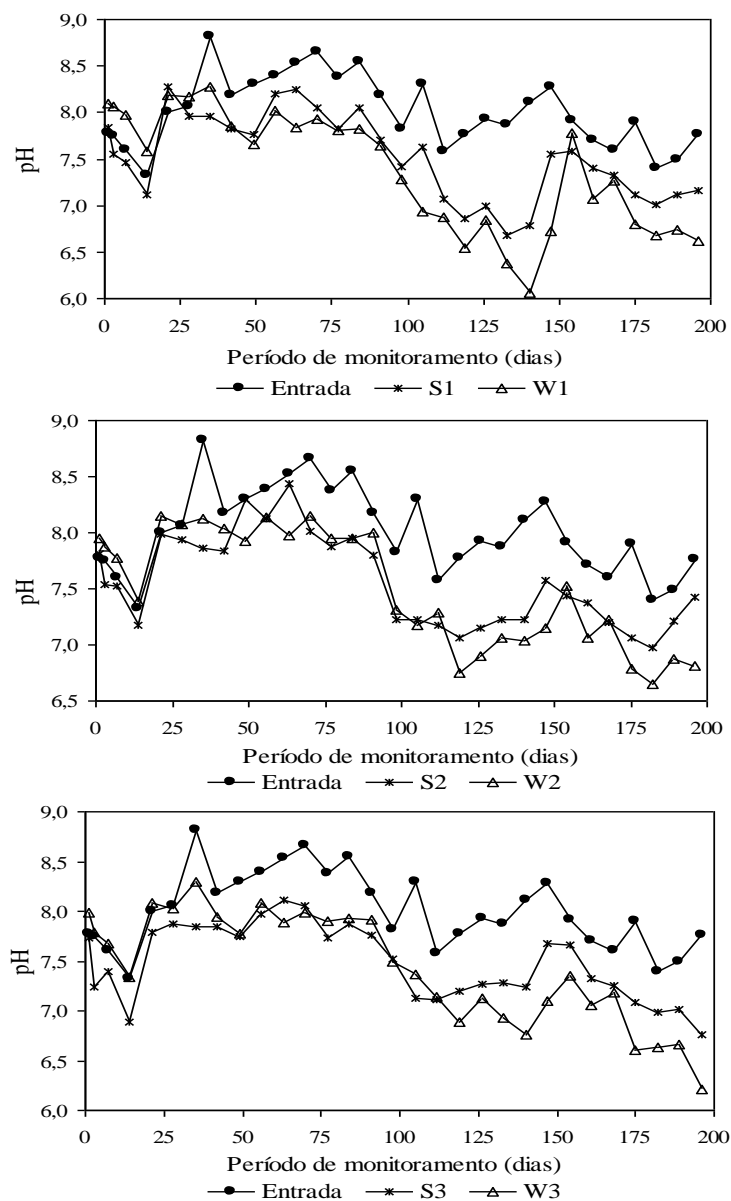


Figura 7 Variação nos valores de pH observados no afluente e efluentes dos sistemas alagados verticais (S1, S2 e S3) e horizontais (W1, W2 e W3) (Fase I – 0 a 80 dias; Fase II – 81 a 150 dias; e Fase III – 151 a 200 dias)

3.5 Remoção de matéria orgânica

A água residuária para o tratamento apresentou valores de ST relativamente elevados, apesar de ter passado por um sistema de tratamento anaeróbio (Tabela 8). Pode-se verificar também na Tabela 1.8 que a maior parte dos sólidos se apresentou como sólidos dissolvidos, tendo em vista os valores médios bastante superiores dos sólidos totais em relação aos sólidos em suspensão. Esta constatação implica em uma maior facilidade de remoção da matéria orgânica dissolvida pelos microrganismos presentes no meio. No entanto, grande parte da matéria orgânica facilmente biodegradável foi provavelmente removida nos sistemas de tratamento anteriores (reatores anaeróbios RAC e UASB). Além disso, a remoção da matéria orgânica particulada por processos físicos como: sedimentação e filtração (MATOS; FREITAS; LO MONACO, 2010), que ocorrem principalmente nos SACHs, provavelmente não influenciou tanto nos valores finais de eficiência de remoção de matéria orgânica como a DQO.

Tabela 8 Valores médios e desvio padrão de demanda química de oxigênio (DQO), sólidos totais (ST), e sólidos suspensos totais (SST) obtidos no afluente e nos efluentes de cada sistema durante as três fases de operação

Variáveis	Afluentes	S1	S2	S3	W1	W2	W3
Fase I							
ST ⁽¹³⁾	840±348	671±219	669±216	679±242	614±233	646±221	657±223
SST ⁽⁸⁾	108±67	75±72	80±62	81±70	62±59	71±65	62±54
DQO ⁽¹³⁾	461±145	552±191	621±297	578±242	308±125	435±258	406±263
Fase II							
ST ⁽⁹⁾	606±162	507±118	519±154	486±127	420±100	392±167	389±126
SST ⁽⁹⁾	133±92	104±97	79±54	73±30	59±33	55±44	55±62
DQO ⁽⁸⁾	318±77	254±163	305±166	327±77	257±202	145±94	157±88
Fase III							
ST ⁽⁸⁾	801±297	558±256	560±237	540±237	397±276	290±148	393±249
SST ⁽⁷⁾	122±101	85±74	62±59	80±59	64±62	49±66	55±57
DQO ⁽⁸⁾	307±144	243±73	271±149	244±89	133±63	156±72	145±101

ST, SST e DQO em mg L⁻¹. Entre parênteses o número de amostragens.

Nota-se nas Figuras 8 e 9, grande variação na concentração afluenta de ST, SST e DQO. Percebe-se ainda que no início da fase I as concentrações efluentes foram superiores que as concentrações afluentes, provavelmente pela instabilidade encontrada nos sistemas de tratamento, com excesso de material dissolvido e em suspensão provenientes do meio suporte e das mudas vegetais utilizadas.

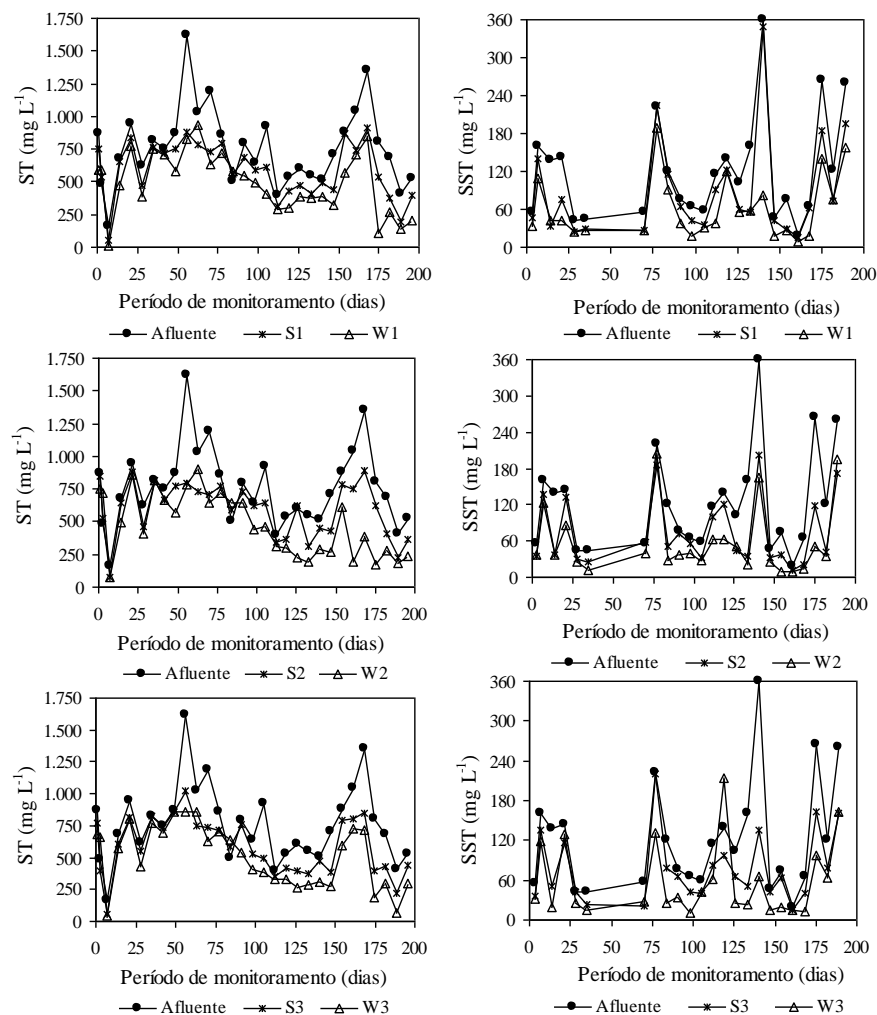


Figura 8 Variação na concentração de sólidos totais (ST) e sólidos suspensos totais (SST) nos diferentes sistemas, obtida ao longo do período experimental (Fase I – 0 a 80 dias; Fase II – 81 a 150 dias; e Fase III – 151 a 200 dias)

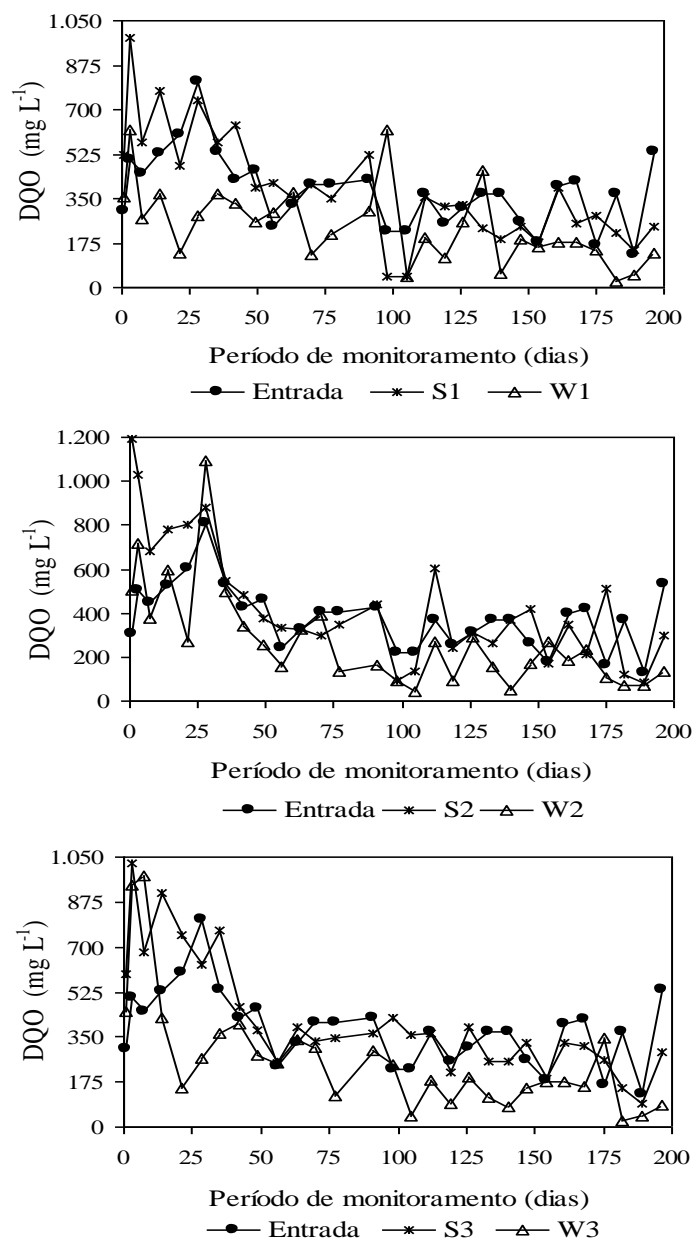


Figura 9 Variação na concentração de demanda química de oxigênio (DQO) nos diferentes sistemas obtida ao longo do período experimental (Fase I – 0 a 80 dias; Fase II – 81 a 150 dias; e Fase III – 151 a 200 dias)

Apenas em algumas amostragens os sistemas foram capazes de amortizar a concentração afluyente de ST. Diferentemente do que foi observado por Lee et al. (2004) e Matos, Freitas e Lo Monaco (2010), esses autores observaram grande capacidade dos SACHs em amortecer as variações das cargas afluentes de sólidos no tratamento de efluentes da suinocultura. Esta maior capacidade de amortecimento também pode estar relacionada às maiores quantidades de SST em relação aos SDT, verificadas por Lee et al. (2004) e Matos, Freitas e Lo Monaco (2010).

Na Figura 9 nota-se redução na concentração afluyente de DQO nas fases II e III, devido à redução no número de animais nas instalações do setor de suínos do Departamento de Zootecnia da UFLA durante o período de recesso de final de ano (dezembro/2011 a fevereiro/2012). Este fato associado à manutenção da higienização das baias com água resultou na produção de dejetos com reduzida concentração de matéria orgânica. Mesmo com o término do período de recesso, as concentrações de matéria orgânica geradas do setor de suinocultura foram relativamente pequenas, o que fez com que os reatores anaeróbios (RAC e UASB) fossem mantidos em funcionamento de forma superdimensionada, implicando em valores reduzidos de DQO afluentes aos SACs.

A reduzida capacidade dos sistemas alagados em amortizar as concentrações afluentes de sólidos acarretou reduzidas eficiências de remoção destes (Tabelas 9 e 10). Nos SACVs apenas na terceira fase houve remoção significativa ($p < 0,05$) para os ST nos sistemas S1 e S3 em relação às fases I e II, alcançando cerca de 30%. Para os SST não se verificou diferença estatística de remoção entre os SACVs e entre as fases. As eficiências variaram entre 27 e 48%.

Sarmento, Borges e Matos (2012) verificaram que SACVs foram capazes de remover 33 e 82% dos ST e SST de dejetos da suinocultura com concentrações afluentes da ordem de 1.500 e 330 mg L⁻¹, respectivamente. Os

33% de remoção de ST obtidos por Sarmiento, Borges e Matos (2012) estão próximos aos valores observados neste trabalho na fase III, e que pode ser justificado também pela elevada concentração afluyente de ST observadas pelos autores como neste trabalho.

De forma semelhante, as maiores concentrações de SST verificadas por Sarmiento, Borges e Matos (2012) fizeram com que estes autores obtivessem maiores eficiências de remoção de SST (82%). Este fato torna mais evidente quando é relatado que Sarmiento, Borges e Matos (2012) obtiveram apenas 19% de remoção de sólidos dissolvidos, o que justifica as reduzidas eficiências de remoção de sólidos obtidas neste trabalho, pois, como discutido anteriormente, a água residuária em tratamento apresentou grande quantidade de sólidos dissolvidos em relação aos ST.

Tabela 9 Valores médios de remoção (%) de sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST) e demanda química de oxigênio (DQO) nos sistemas alagados verticais (S1, S2 e S3) ao longo do período experimental

Fases	ST			SST			DQO		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3
I	20aA	19aA	20aA	35aA	27aA	30aA	5aA	5aA	6aA
II	16aA	16aA	20aA	27aA	36aA	38aA	31bB	17aAB	12aA
III	32aB	31aA	33aB	27aA	48bA	28aA	18aAB	26aB	22aA

Para a mesma variável, médias seguidas de mesma letra minúscula na linha não diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade. Para a mesma variável, médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna não diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Mazzola, Roston e Valentim (2005) avaliaram a capacidade de SACVs no pós-tratamento de esgoto doméstico após passarem por reator anaeróbio compartimentado. Os valores de remoção de SST variaram de 18 a 79%, e de forma bastante instável. Os autores justificaram este fato provavelmente aos

baixos valores do afluente, semelhante ao observado neste trabalho, e também à liberação pelas raízes das plantas de material orgânico. Wang et al. (2009) verificaram eficiência de remoção de 98% de SST em SACVs. No entanto, as concentrações afluentes foram da ordem de 7.800 mg L^{-1} , o que fortalece a hipótese de que quanto maior a concentração afluente de SST em SACV, maior a capacidade do sistema em removê-los.

Brasil et al. (2005) verificaram que SACHs com TDH de 1,9 dia e cultivado com taboa foram capazes de remover 91% dos SST contidos em esgoto doméstico pré-tratados em tanque séptico. Os autores verificaram que quanto maior o TDH, maior foi a remoção. Calijuri et al. (2009) obtiveram 70% de remoção de SST ao tratarem esgoto doméstico, pré-tratados em reator UASB, em SACHs. Matos, Freitas e Lo Monaco (2010) ao tratarem águas residuárias da suinocultura pré-tratadas em filtros orgânicos obtiveram remoção média de 51 e 86% de ST e SST em SACH cultivado com taboa. Lee et al. (2004) obtiveram ao tratarem dejetos suínos em SACHs 96 a 99% de remoção de SST.

Tabela 10 Valores médios de remoção (%) de sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST) e demanda química de oxigênio (DQO) nos sistemas alagados horizontais (W1, W2 e W3) ao longo do período experimental

Fases	ST			SST			DQO		
	W1	W2	W3	W1	W2	W3	W1	W2	W3
I	16aA	7aA	9aA	14aA	19aA	26aA	43aA	31aA	31aA
II	17aA	25aB	21aB	31aA	32aA	43aA	30aB	47aB	53aB
III	32aB	44aB	33aB	29aA	30aA	37aA	45aA	37aAB	46aAB

Para a mesma variável, médias seguidas de mesma letra minúscula na linha não diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade. Para a mesma variável, médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna não diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Öövel et al. (2007) observaram em SACV 74% de remoção de SST de efluentes domésticos. No SACH, que sucedeu o sistema vertical, foi observada remoção média de 51%. O conjunto de SACV seguido de SACH obteve eficiência de 78%. A concentração média afluyente aos sistemas foi relativamente pequena, 45 mg L⁻¹. Apesar das reduzidas concentrações de SST observadas também neste trabalho, as eficiências médias do conjunto de sistemas (S-W) (Tabela 11) foram inferiores aos observados por Öövel et al. (2007). Vymazal e Kröpfelová (2011) observaram remoção de SST de cerca de 90% para um conjunto de tratamento composto por dois SACVs seguido de um SACH. As concentrações médias efluentes também foram relativamente baixas, variaram entre 59 e 80 mg L⁻¹ em dois anos de monitoramento.

Vymazal (2005) em revisão sobre o tema verificou que a remoção de SST foi superior a 80% na literatura pesquisada sobre o tratamento de efluentes domésticos em SACVs e SACHs. Neste trabalho, foram observadas reduzidas eficiências de remoção de ST e SST. Apenas na fase III, o sistema W2 foi diferente dos demais quanto à remoção de SST (48%) ($p < 0,05$), provavelmente em função de sua configuração que aumentou seu tempo de detenção hidráulica favorecendo a remoção como relatado por Brasil et al. (2005). Acredita-se ainda que a instabilidade inicial dos sistemas, além das reduzidas concentrações de SST em relação aos ST, afluentes tenha contribuído para estas observações.

Tabela 11 Valores médios de remoção (%) de sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST) e demanda química de oxigênio (DQO) para os conjuntos sistemas alagados verticais seguidos de sistemas alagados horizontais (S1-W1, S2-W2 e S3-W3) ao longo do período experimental

Fases	ST			SST			DQO		
	S1-	S2-	S3-W3	S1-	S2-	S3-	S1-	S2-	S3-
I	29aA	24aA	23aA	44aA	40aA	45aA	33aA	19aA	26aA
II	30aA	37aA	36aAB	51aA	57aA	60aA	39aA	55aB	51aA
III	54aB	62aB	54aB	52aA	61aA	56aA	49aA	46aB	51aA

Para a mesma variável, médias seguidas de mesma letra minúscula na linha não diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade. Para a mesma variável, médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna não diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Verifica-se na Tabela 9 que as eficiências de remoção de DQO nos SACVs aumentaram com o aumento da aplicação da carga orgânica. Entre os SACVs dentro de cada fase apenas S1 na fase I foi diferentes dos demais ($p < 0,05$) (31%). Para os SACHs (Tabela 10) verificou-se que as eficiências médias aumentaram com o aumento da carga orgânica aplicada, exceto para o W1, em que a eficiência foi reduzida da fase I para a fase II ($p < 0,05$) e aumentou na fase III equiparando-se a eficiência obtida na fase I. Para W2 e W3, as eficiências nas fases II e III diferenciaram-se da fase I. Apesar dos valores semelhantes nas fases II e III, na fase III estes foram numericamente menores. Para o conjunto, apenas S2-W2 diferenciou-se dos demais nas fases II e III ($p < 0,05$), semelhante ao ocorrido para os SST. Apesar do conjunto S2-W2 ter sido diferentes dos demais, apenas os sistemas isoladamente não se mostraram diferentes dos demais. Assim, as diferentes configurações dos sistemas parecem não ter interferido na remoção de DQO.

Informações de literatura sobre a eficiência de remoção de poluentes, entre os quais a matéria orgânica na forma de DQO, alcançada em sistemas alagados são as mais variadas.

Sarmento, Borges e Matos (2012) obtiveram remoção de 67% de DQO em SACVs no tratamento de dejetos suínos com concentração afluenta média de 800 mg L⁻¹. Valores próximos (70-73%) foram obtidos por Kantawanichkul, Kladprasert e Brix (2009) e Mazzola, Roston e Valentim (2005) em SACVs no tratamento de efluentes domésticos com concentração afluenta de 145 mg L⁻¹, e 300 mg L⁻¹, respectivamente.

Maiores valores foram observados por Wang et al. (2009) alcançando 98%. No entanto, foram aplicadas concentrações superiores a 8.000 mg L⁻¹ de DQO, das quais 95% estavam na forma particulada, o que pode ter favorecido a remoção. Neste trabalho, a maior parte da matéria orgânica se apresentou na forma dissolvida (maior proporção de sólidos dissolvidos) em relação aos ST.

Brasil et al. (2005) obtiveram remoções de DQO em SACHs da ordem de 90%. No entanto os autores aplicaram reduzidas taxas de matéria orgânica (26 a 118 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO proveniente do esgoto doméstico). Calijuri et al. (2009) também no tratamento de esgoto doméstico em SACHs obtiveram 60% de remoção de DQO em SACH cultivado com taboa e TDH de 2,9 dias.

Para tratamento de efluentes da suinocultura em SACHs, Lee et al. (2004) e Matos, Freitas e Lo Monaco (2010) obtiveram 88% (590 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DQO) e entre 82% (390 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DQO), respectivamente. Lee et al. (2004) concluíram que 65% da remoção na DQO ocorreram por mecanismos puramente físicos e os outros 35% por mecanismos microbiológicos.

Na avaliação conjunta Xinshan, Qin e Denghua (2010) tratando efluente artificial em SACV seguido de SACH, observaram cerca de 95% de remoção de DQO (afluente de 300 a 780 mg L⁻¹ de DQO e TDH de 2 dias). Vymazal e Kröpfelová (2011) observaram 84% de remoção de DQO em sistemas alagados

combinados (vertical-horizontal) ao aplicarem $372 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DQO. Menores eficiências, próximas as obtidas neste trabalho, foram verificadas por Yalcuk e Ugurlu (2009) no tratamento de lixiviado de aterro sanitário em sistemas alagados combinados. Nos sistemas verticais a remoção de DQO foi de 27 a 30% (TDH de 11,8 dias) e no horizontal de 36% (TDH de 12,5 dias).

Vymazal (2005) em revisão sobre a remoção de DQO em SACHs evidencia 75% em média para efluentes domésticos e de 90% para o conjunto SACV-SACH. As eficiências obtidas neste trabalho foram relativamente pequenas quando comparadas aos valores da literatura. No entanto, variações nas eficiências podem ser influenciadas pela taxa de aplicação orgânica, pela profundidade do leito, pelo tipo de material suporte (brita ou areia), espécie cultivada, temperatura, e ainda pela forma de operação do sistema se contínuo ou intermitente. Sistemas intermitentes tendem a oxigenar melhor o meio e melhorar a eficiência de remoção.

4 CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos, pode-se concluir que:

- a) A remoção média de sólidos totais (ST) e sólidos totais em suspensão (SST) não sofreu alteração significativa ($p > 0,05$) com o aumento da carga aplicada nos sistemas alagados verticais, exceto para os ST no S3 na fase III (33%);
- b) A remoção de SST na fase III foi diferente em S2 comparado aos demais (48%);
- c) A remoção média de sólidos totais (ST) aumentou significativamente ($p < 0,05$) com o aumento da carga aplicada nos sistemas alagados horizontais;
- d) As eficiências de remoção de DQO, de forma geral, aumentaram com o aumento da carga orgânica aplicada alcançando cerca de 50% para o conjunto de sistemas verticais - horizontais;
- e) O sistema alagado construído de escoamento subsuperficial horizontal convencional apresentou TDH_R 47% menor que TDH_T ;
- f) A inserção de chicanas fixadas acima e abaixo do leito do SACH de forma a favorecer o escoamento ascendente e descendente dentro do SACH aproximou o TDH_R do TDH_T ;
- g) O SACH3 (convencional - $C/L = 4$) apresentou número de dispersão elevado, comparado aos demais com chicanas internas;
- h) Apenas o SACH1 com divisórias internas fixadas nas laterais de forma a favorecer o escoamento do tipo pistão de um lado para o outro dentro do SACH apresentou baixa dispersão ($d=0,047$);
- i) As diferentes configurações dos sistemas não influenciaram a capacidade de remoção de DQO do efluente em tratamento ($p > 0,05$).

REFERÊNCIAS

ALCOCER, D. J. R.; VALLEJOS, G. G.; CHAMPAGNE, P. Assessment of the plug flow and dead volume ratios in a sub-surface horizontal-flow packed-bed reactor as a representative model of a sub-surface horizontal constructed wetland. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 40, n. 4, p. 18-26, 2012.

ALMEIDA, R. A.; UCKER, F. E. Considerando a evapotranspiração no cálculo de eficiência de estações de tratamento de esgoto com plantas. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 8, n. 4, p. 39-45, 2011.

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

BORGES, A. C. et al. Uso de traçadores para avaliação da hidrodinâmica de sistemas alagados construídos operando sob condições climáticas tropicais. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 29, n. 2, p. 301-310, 2009.

BRASIL, M. S. et al. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9, Suplemento, p. 133-137, 2005.

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, 2007.

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.

CALIJURI, M. A. et al. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. **Engenharia Sanitária Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 3, p. 421-430, 2009.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 35, n. 6, p. 1039-1042, 2011.

FIA, F. R. L. **Modelos de remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados construídos**. 2009. 146 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2009.

FIA, R. et al. Desempenho agrônômico da *Typha* sp. e *Alternanthera philoxeroides* matéria utilizadas no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos dos cafeeiro em sistemas alagados construídos. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v. 16, n. 4, p. 436-448, 2008.

HOLLAND, J. F. et al. Effects of wetland depth and flow rate on residence time distribution characteristics. **Ecological Engineering**, The Netherlands, v. 23, n. 2, p. 189-203, 2004.

JENKINS, G. A.; GREENWAY, M. The hydraulic efficiency of fringing versus banded vegetation in constructed wetlands. **Ecological Engineering**, The Netherlands, v. 25, n. 1, p. 61-72, 2005.

JERSZURKI, D.; SOUZA, J. L. M. Estimativa da temperatura média diária do ar em distintas regiões brasileiras empregando métodos alternativos. **Scientia Agraria**, Curitiba, v. 11, n. 5, p. 407-416, 2010.

KADLEC, R. H.; REDDY, K. R. Temperature effects in treatment wetlands. **Water Environment Research**, Alexandria, v. 73, n. 5, p. 543-547, 2001.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment wetlands**. 2nd ed. Florida: CRC, 2008. 1016 p.

KANTAWANICHKUL, S.; KLADPRASERT, S.; BRIX, H. Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetlands planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus involucratus*. **Ecological Engineering**, The Netherlands, v. 35, n. 2, p. 238-247, 2009.

KOSKIAHO, J. Flow velocity retardation and sediment retention in two constructed wetland-/ponds. **Ecological Engineering**, The Netherlands, v. 19, n. 4, p. 325-337, 2003.

LANGERGRABER, G. et al. Recent developments in numerical modelling of subsurface flow constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, Vienna, v. 407, n. 13, p. 3931-3943, 2009.

LEE, C-Y. et al. Performace of subsurface flow conctructed wetland taking pretreated swine effluent heavy loavy. **Bioresource Technology**, Essex, v. 92, n. 5, p. 173-179, 2004.

LIGHTBODY, A. F.; NEPF, H. M.; BAYS, J. S. Modeling the hydraulic effect of transverse deep zones on the performance of short-circuiting constructed treatment wetlands. **Ecological Engineering**, Cambridge, v. 35, n. 5, p. 754-768, 2009.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O. G. Desempenho agronômico 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.

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, 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. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 5, n. 2, p. 119-132, 2010.

MAZZOLA, M.; ROSTON, D. M.; VALENTIM, M. A. A. Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9, n. 2, p. 276-283, 2005.

METCALF & EDDY et al. **Wastewater engineering treatment disposal reuse**. 3nd ed. New York: McGraw-Hill, 2003. 1848 p.

ÖÖVEL, M. et al. Schoolhouse wastewater purification in a LWA-filled hybrid constructed wetland in Estonia. **Ecologia e Engenharia**, Vanemuise, v. 29, n. 1, p. 17-26, 2007.

PEREIRA, E. L. et al. Eficiência de um sistema de reatores anaeróbios no tratamento de efluentes líquidos de suinocultura. **Acta Scientiarum. Technology**, Maringá, v. 33, n. 3, p. 287-293, 2011.

PERSSON, J.; SOMES, N. L. G.; WONG, T. H. F. Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds. **Water Science and Technology**, London, v. 40, n. 3, p. 291-300, 1999.

REDDY, K. R.; DELAUNE, R. D. **Biogeochemistry of wetlands**: science and applications. Florida: CRC, 2008. 774 p.

SARMENTO, A. P.; BORGES, A. C.; MATOS, A. T. Evaluation of vertical-flow constructed wetlands for swine wastewater treatment. **Water Air Soil Pollut**, [S.l.], v. 223, n. 3, p. 1065-1071, 2012.

SILVA, A. S.; ATHAYDE JÚNIOR, G. B.; OLIVEIRA, R. Efeito de chicanas no desempenho de lagoas de estabilização. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE

ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., João Pessoa, 2001. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2001. 1 CD-ROM.

STEIN, O. R. et al. Plant species and temperature effects on the $k-C^*$ first-order model for COD removal in batch-loaded SSF wetlands. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 26, n. 2, p. 100-112, 2006.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECT AGENCY. **Manual constructed wetlands for municipal wastewater treatment**. Cincinnati, Ohio, 2000. EPA/625/R-99/010. Disponível em: <<http://water.epa.gov/type/wetlands/restore/upload/constructed-wetlands-design-manual.pdf>>. Acesso em: 10 jun. 2012.

VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 25, n. 5, p. 478-490, 2005.

VYMAZAL, J.; KRÖPFLOVÁ, L. A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: first 2 years of operation. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 37, n. 2, p. 90-98, 2011.

VYMAZAL, J. The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 18, n. 4, p. 633-646, 2002.

WANG, R. et al. Can vertical-flow wetland systems treat high concentrated sludge from a food industry? A mesocosm experiment testing three plant species. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 35, n. 4, p. 230-237, 2009.

WERNER, T. M.; KADLEC, R. H. Application of residence time distributions to stormwater treatment systems. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 7, n. 3, p. 213-234, 1996.

XINSHAN, S.; QIN, L.; DENGHUA, Y. Nutrient removal by hybrid subsurface flow constructed wetlands for high concentration ammonia nitrogen wastewater. **Environmental Sciences**, China, v. 2, n. 5, p. 1461-1468, 2010.

YALCUK, A.; UGURLU, A. Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. **Bioresource Technology**, Essex, v. 100, n. 9, p. 2521-2526, 2009.

CAPITULO 3 Remoção de nutrientes em sistemas alagados construídos combinados no pós-tratamento de efluentes da suinocultura

RESUMO

Este trabalho teve como objetivos estudar o desempenho de seis sistemas alagados construídos combinados, cultivados com tifton-85 (*Cynodon spp*) e taboa (*Typha sp*), no pós-tratamento de água residuária de suinocultura, na remoção de nutrientes (N e P) e avaliar o potencial de nitrificação e desnitrificação do sistema. O sistema experimental foi composto por seis sistemas alagados construídos. Três de escoamento vertical (SACVs) e três de escoamento subsuperficial horizontal (SACHs). Os SACHs foram confeccionados com três diferentes configurações, com divisórias internas fixadas nas laterais de forma a favorecer o escoamento do tipo pistão de um lado para o outro dentro do SACH (W1); com divisórias internas fixadas acima e abaixo do leito de forma a favorecer o escoamento ascendente e descende dentro do SACH (W2); e sem divisórias internas, como ocorre nos SACHs tradicionalmente pesquisados (W3). Nos SACVs foi cultivado o capim tifton-85 e a espécie vegetal cultivada nos SACHs foi a taboa. O experimento foi constituído de 3 fases. A fase I foi de adaptação dos sistemas à ARS e durou 80 dias; na segunda e terceira fases, as taxas de aplicação superficial (TAS) foram aumentadas e aplicadas durante um período de 60 dias cada. A remoção de nutrientes, não houve alterações significativas ($p > 0,05$) com o aumento da carga orgânica, exceto para SACV (S3), já o aumento da carga orgânica e de nutrientes na fase III proporcionou maior capacidade de desnitrificação nos SACHs obtendo-se maiores porcentagens de remoção de nitrito e nitrato ($p < 0,05$) e NTK, exceto para W3. Entretanto os SACHs foram capazes de remover até 58% do NTK e de 35 a 48% do nitrato na fase III. Tendo uma remoção de 75% de NTK pelos sistemas em conjunto vertical-horizontal (S-W) podendo ser considerada satisfatória. Os sistemas alagados verticais e horizontais mostraram-se limitados quanto à remoção de fósforo alcançando entre 18 a 43% nos primeiros, com diferença estatística para o S2 (18%), e de 11 a 39% nos segundos, com diferença estatística para o W2 (39%) ($p < 0,05$), o conjunto S2-W2 mostrou-se significativamente diferente dos demais ($p < 0,05$) para remoção de fósforo (48%) na fase III, sendo que esta pode ser considerada satisfatória.

Palavras-chave: Nutrientes. Nitrificação. Desnitrificação. Sistemas alagados construídos.

CHAPTER 3 Removal of nutrients constructed wetlands combined in post swine wastewater

ABSTRACT

This work had as objectives studying the performance of six combined constructed wetlands cultivated with Tifton-85 bermudagrass (*Cynodon* spp.) and cattail (*Typha* sp.), in the post-treatment of swine production wastewater, in the removal of nutrients (N and P), and evaluating the nitrification and dinitrification potential of the system. The experimental system was comprised of six constructed wetlands, three vertical (VCW) and three horizontal (HCW). The HCW were made in three different settings: with internal partitions fixed at the sides in order to favor the piston type flow from one side to the other within the HCW (W1); with internal partitions fixed above and below the bed in order to favor up and down flow within the HCW (W2); and without internal partitions, as traditionally occurs in HCW researches (W3). Tifton-85 bermudagrass and cattail were cultivated in the VCW and HCW, respectively. The experiment constituted of 3 phases. Phase I was the adaptation of the systems to swine production wastewater and lasted 80 days; in phases II and III the superficial application rates (SAR) were increased and applied during a period of 60 days each. There were no significant ($P>0.05$) alterations in nutrient removal with the increase of the amount of organic matter, except for VCW (S3). The increase in the amount of nutrients and organic matter in phase III provided larger capacity for dinitrification in the HCW, obtaining larger nitrite and nitrate ($P<0.05$) and Kjaldahl nitrogen removal rates, except for W3. However, the HCW were capable of removing up to 58% of the Kjaldahl nitrogen and 35 to 48% of nitrite in phase III. Having a removal of 78% of Kjaldahl nitrogen by both vertical and horizontal wetlands (S-W), may be considered satisfactory. The vertical and horizontal wetlands were limited in regard to phosphorus removal, reaching between 18 and 43% in the first, with statistical difference for S2 (18%), and from 11 to 39% in the second, with statistical difference for W2 (39%) ($P<0.05$), S2-W2 showed significantly different from the others ($P<0.05$) for phosphorus removal (48%) in phase III, being considered satisfactory.

Key-words: Nutrients. Nitrification. Dinitrification. constructed wetlands.

1 INTRODUÇÃO

Avaliando-se outras águas residuárias o nitrogênio presente nos efluentes da cadeia de produção de suínos ocorre em concentrações mais elevadas, o que torna difícil e onerosa sua recuperação ou remoção. Dentre as espécies de nitrogênio, o amônio (NH_4^+) é um dos componentes em águas residuárias da produção animal e agroindustrial que se encontra em maior concentração. Portanto, necessita ser removido quando esses efluentes não têm possibilidades de valorização agrônômica, como o reúso agrícola, por exemplo, e antes que sejam descartados em corpos de água (DONGEN; JETTEN; LOOSDRECHT, 2001). Quando descartados inapropriadamente em ambientes aquáticos, efluentes com altas concentrações de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, podem causar efeitos adversos à microbiota aquática. Este efeito é caracterizado como eutrofização, resultado do excesso de nutrientes na água, possibilitando a proliferação excessiva de algas e bactérias que levam à consequente diminuição da qualidade do corpo receptor (ZHANG et al., 2008).

Existem várias estratégias para redução do impacto ambiental de espécies nitrogenadas. Dentre os processos de tratamento biológico para a remoção de nitrogênio, pode citar a utilização de sistemas alagados construídos (SACs), também denominados *constructed wetlands*. Tais sistemas configuram-se como alternativas simplificadas, apresentando reduzidos custos de implantação e operação para o tratamento desses resíduos (MATOS; FREITAS; BORGES, 2011).

Os SACs são sistemas projetados para utilizar plantas cultivadas em substratos (solo, areia, brita ou cascalho), onde, naturalmente, sob condições ambientais adequadas, ocorrem processos físicos, químicos e bioquímicos de tratamento das águas residuárias. Segundo Paganini (1997), as espécies vegetais a serem selecionadas devem ser perenes, ter alta tolerância ao excesso de água e

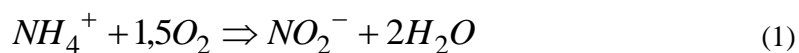
a ambientes eutrofizados, ser de fácil propagação e crescimento rápido, ser de fácil colheita e manejo e possuir alta capacidade de remoção de nutrientes e poluentes. Além disso, devem apresentar denso sistema radicular, ser pouco susceptível a pragas e doenças, e ser passível de cortes sucessivos e frequentes.

As plantas, o substrato e o biofilme de microrganismo que se formam no meio são os responsáveis, direta ou indiretamente, pela remoção de poluentes da água residuária sendo, por essa razão, componentes fundamentais de um SAC. Os microrganismos desenvolvem-se aderidos às superfícies do material do meio suporte, do caule e da raiz de plantas e nos sólidos suspensos acumulados no sistema. A aeração do meio é feita via rizomas das plantas e por difusão do ar atmosférico na superfície do meio suporte, possibilitando a formação de sítios aeróbios e anaeróbios dentro do canal, característicos nesses sistemas (KADLEC; WALLACE, 2009).

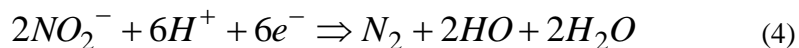
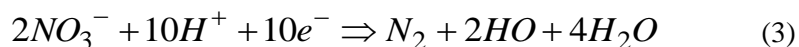
Nos SACs, em função de suas características construtivas e de operação, a remoção de compostos nitrogenados de efluentes por processos biológicos torna-se uma alternativa viável e de relativamente baixo custo, por ser um processo natural. No entanto, muitas vezes os SACs necessitam de um sistema primário/secundário de tratamento para reduzir a carga orgânica afluenta aos SACs (BRASIL et al., 2005; FIA et al., 2010; MATOS; FREITAS; LO MONACO, 2010) e favorecer a inserção de oxigênio pelo sistema radicular, e o seu aproveitamento para conversão das formas nítricas.

Antecedendo aos SACs, geralmente são utilizados sistemas anaeróbios de tratamento, que são bastante eficientes para a remoção de matéria orgânica (sobretudo carbono) paralelamente ao benefício da produção de biogás e energia. Porém, a remoção de nitrogênio é ineficiente e são necessários tratamentos adicionais (KUNZ; MIELE; STEINMETZ, 2009; VIVAN et al., 2010).

Apesar de pouco difundida no Brasil, pois no país os sistemas de tratamento de efluentes ainda estão voltados grandemente para a remoção de matéria orgânica, deixando os nutrientes em segundo plano, a estratégia biológica convencional para a remoção de nitrogênio é a nitrificação/desnitrificação, baseada na nitrificação aeróbia autotrófica e posterior desnitrificação em uma etapa anóxica/anaeróbia e heterotrófica. Na primeira etapa o íon amônio (NH_4^+) é oxidado a nitrito (NO_2^-) e, posteriormente, a nitrato (NO_3^-), como apresentado pelas Equações 1 e 2.



Para a ocorrência da desnitrificação, a segunda etapa, é requerido baixo nível de oxigênio dissolvido disponível no meio, de tal forma que os microrganismos utilizem o NO_3^- e NO_2^- como aceptores de elétrons na respiração. Assim, o nitrito e o nitrato formados na etapa anterior são convertidos em nitrogênio gasoso (AHN, 2006; SCHEEREN et al., 2011), como apresentadas pelas Equações 3 e 4.



Outro processo responsável pela remoção de nitrogênio nos sistemas de tratamento de águas residuárias é denominado ANAMMOX (*Anaerobic Ammonium Oxidation*), onde o amônio (NH_4^+) é oxidado diretamente a nitrogênio gasoso (N_2), sendo o nitrito (NO_2^-) o aceptor de elétrons. O processo

ANAMMOX tem a vantagem de reduzir as exigências de oxigênio (permite que mais de 50% do oxigênio seja preservado) para a oxidação biológica do amônio a nitrato e elimina a necessidade de uma fonte externa de carbono orgânico para desnitrificação. Assim, para remover amônio dos sistemas, é necessário converter uma parte dele em nitritos, sob condições anóxicas e aeróbias e, posteriormente, permitir que este nitrito e o amônio residual reajam anaerobiamente, por meio de bactérias ANAMMOX, convertendo-os em N₂ (STROUS; HEIJNEN; JETTEN, 1998).

Além da remoção biológica de nitrogênio, nos SACs cultivados, o nitrogênio é imobilizado/mobilizado por processos físicos de sedimentação e suspensão de partículas, deposição a partir da atmosfera, difusão das formas dissolvidas, assimilação e translocação pelas plantas, volatilização da amônia, adsorção de nitrogênio solúvel pelo meio suporte, migração de organismos e acumulação resultante do decaimento da planta (KADLEC; WALLACE, 2008).

Nesse sentido, apesar de controvérsias na literatura sobre a importância do cultivo nos SACs (BRIX; DYHR-JENSEN; LORENZEN, 2005), grande número de espécies vegetais, quase que exclusivamente aquáticas, tem sido cultivadas em SACs. As principais espécies utilizadas no tratamento de águas residuárias têm sido ciperáceas como o tiriricão (*Scirpus* sp.), a taboa (*Typha* sp.) e o caniço (*Phragmites* spp.). No Brasil, algumas avaliações têm sido feitas com o cultivo da taboa (BORGES; PEREIRA; MATOS, 2009), do capim tifton-85 (*Cynodon* ssp.) (MATOS; ABRAHÃO; PEREIRA, 2008). As gramíneas do gênero *Cynodon* possuem boas características de produção e elevada capacidade de crescimento, apresentando grande potencial de uso como forrageira nas condições subtropical e tropical (OLIVEIRA et al., 2000).

A taxa potencial de absorção de nutrientes pelas plantas é limitada pela sua produtividade líquida (taxa de crescimento) e da concentração de nutrientes no tecido vegetal. O armazenamento de nutrientes é semelhantemente

dependente do teor de nutrientes no tecido vegetal, e também do potencial de acumulação na biomassa. Portanto, características desejáveis de uma planta utilizada para a assimilação e armazenamento de nutrientes devem incluir um rápido crescimento, alto teor de nutrientes em seus tecidos (REDDY; DEBUSK, 1987).

As plantas também são importantes fontes de remoção de fósforo, outro nutriente presente em maiores concentrações nos dejetos da suinocultura. Além disso, pode também se tornar indisponível por adsorção à fase sólida, por precipitação e complexação pelo material orgânico retido nos SACs, embora se saiba que, por dessorção da fase sólida e, ou, alterações químicas no meio e por mineralização do material orgânico nos SACs, esse elemento pode voltar a ser disponibilizado no líquido.

O ciclo de fósforo é fundamentalmente diferente do ciclo do nitrogênio, visto que, não há alterações na valência durante a assimilação biótica do fósforo inorgânico ou durante a decomposição de fósforo orgânico por microrganismos. O fósforo nos SACs ocorre principalmente no estado de valência +5 (oxidado), visto que todos os estados de oxidação mais baixos são termodinamicamente instáveis e facilmente oxidam para PO_4^- mesmo em ambientes alagados altamente reduzidos (LINDSAY, 1979).

No presente trabalho teve-se como objetivo estudar o desempenho de sistemas alagados construídos combinados (escoamento vertical – horizontal) na remoção de nitrogênio e fósforo, cultivados com capim tifton 85 (*Cynodon* spp.) e taboa (*Typha* sp.), submetidos a diferentes configurações e taxas de aplicação de carga orgânica proporcionadas pela aplicação de águas residuárias da suinocultura (ARS) pré-tratada em sistemas anaeróbios, nas condições climáticas de Lavras, MG.

2 MATERIAL E METODOS

2.1 Área experimental

O experimento foi conduzido na área de tratamento de efluentes do Departamento de Zootecnia, sob responsabilidade do DEG, na Universidade Federal de Lavras, em Lavras, Minas Gerais, latitude 21°14'S, longitude 42°00'W, altitude média de 918 m e clima Cwa, segundo a classificação de Köppen.

A água residuária da suinocultura (ARS) foi proveniente das instalações do setor de suínos do Departamento de Zootecnia da UFLA. Atualmente, a ARS passa por um pré-tratamento composto por peneira estática e tratamento primário/secundário composto por reator anaeróbio compartimentado (RAC) seguido de reator UASB e decantador (PEREIRA et al., 2011). Desta forma, a ARS utilizada neste trabalho foi o efluente do sistema de tratamento já existente após passar pelos reatores e decantador final, e apresentou as características médias apresentadas na Tabela 1.

O experimento foi monitorado em casa de vegetação (estufa) e composto por seis sistemas alagados construídos. Três de escoamento vertical (SACVs) e três de escoamento subsuperficial horizontal (SACHs).

Tabela 1 Valores médios e desvio padrão das principais características da água residuária de suinocultura utilizada no experimento

pH ⁽³⁰⁾	DQO ⁽²⁹⁾	NTK ⁽²⁹⁾	PT ⁽²⁷⁾
	mg L ⁻¹		
8,0±0,4	379±146	133±76	10,6±8,2

DQO – demanda química de oxigênio; DBO – demanda bioquímica de oxigênio; NTK – nitrogênio total Kjeldahl; e PT – fósforo total. Entre parênteses o número de amostragens.

2.2 Configuração dos sistemas

Os SACVs foram constituídos por caixas de fibra de vidro o com volume total de 100 L, com 0,54 m de altura e 0,86 m de diâmetro médio preenchidos com brita zero (diâmetro D-60 = 7,0 mm e volume de vazios inicial médio de $0,494 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$). Enquanto os SACHs foram constituídos por caixas de fibra de vidro com dimensões de 2,0 m x 0,5 m x 0,60 m (comprimento x largura x altura). Os SACHs foram preenchidos com brita zero (diâmetro D-60 = 7,0 mm e volume de vazios inicial médio de $0,494 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) até a altura de 0,55 m e o nível d'água foi mantido a 0,05 m abaixo da superfície do material suporte. Nos SACVs foram construídos drenos de fundo por meio de tubos de PVC (25 mm) perfurados para facilitar o escoamento do efluente. Nos SACHs foram construídos sistemas de drenagem localizados na parte oposta à entrada da ARS, confeccionados com tubos de PVC (32 mm) perfurado. Na Figura 1 está apresentado um esquema do experimento proposto.

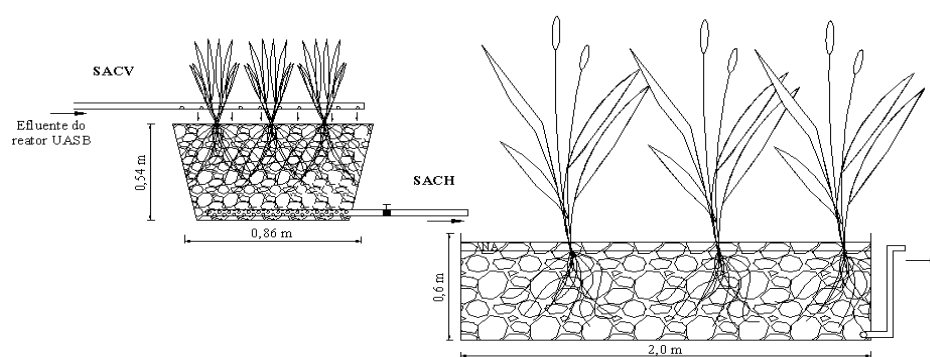


Figura 1 Diagrama esquemático dos sistemas alagados construídos de escoamento vertical (SACVs) e horizontal (SACHs)

A fim de se avaliar a influência do comportamento hidrodinâmico na remoção dos poluentes, principalmente nas formas de nitrogênio, os SACHs foram confeccionados com três diferentes configurações (Figura 2):

- (1) Com divisórias internas fixadas nas laterais do SACH de forma a favorecer o escoamento do tipo pistão de um lado para o outro dentro do SACH;
- (2) Com divisórias internas fixadas a cima e abaixo do leito do SACH de forma a favorecer o escoamento ascendente e descendente dentro do SACH, a fim de favorecer a mistura do efluente ora em ambiente anaeróbio (fundo do SACH), hora em ambiente aeróbio/anóxico (na superfície do SACH);
- (3) Sem divisórias internas, como ocorre nos SACHs tradicionalmente pesquisados.

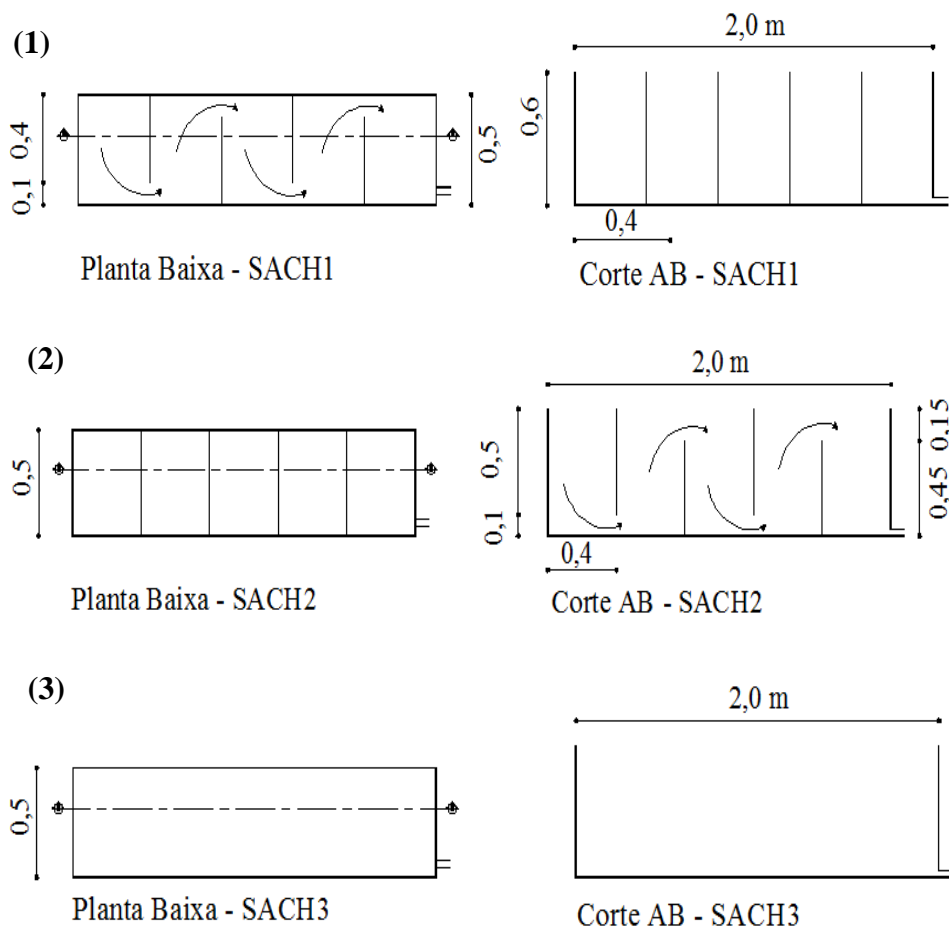


Figura 2 Esquema das diferentes configurações dos SACHs avaliados

Nos SACVs foi cultivado o capim tifton-85 (*Cynodon* spp.), por se tratar de uma espécie agressiva, de elevada capacidade extratora de nutrientes (FIA, 2009; MATOS; FREITAS; LO MONACO, 2010), e não exigir que o solo esteja constantemente saturado com água. O tifton foi proveniente do Setor de Forragicultura do Departamento de Zootecnia da UFLA. A densidade de plantio foi de 8 propágulos por SACV ou 20 propágulos por m² (FIA, 2009).

A espécie vegetal cultivada nos SACHs foi a taboa (*Typha* sp.), devido à sua capacidade em translocar oxigênio da parte aérea para o sistema radicular (KADLEC; WALLACE, 2008) e por apresentar melhor desenvolvimento em ambiente saturado com água. As mudas foram obtidas em área alagada natural localizada no setor de piscicultura da UFLA. A densidade de plantio foi de 14 propágulos por SACH ou 14 propágulos por m² (FIA, 2009).

2.3 Condução experimental

O experimento foi constituído de 3 fases. A fase I foi de adaptação dos sistemas à ARS e durou 80 dias; na segunda e terceira fases, as taxas de aplicação superficial (TAS) foram aumentadas (Tabelas 2, 3 e 4) e aplicadas durante um período de 60 dias cada, para verificar a capacidade do sistema em tratar maiores quantidades de poluentes (MATOS; FREITAS; LO MONACO, 2010).

A vazão foi monitorada frequentemente (Tabela 2) por medição direta. Internamente à casa de vegetação foi instalado um termohigrômetro para medição da temperatura do ar máxima e mínima e a temperatura máxima e mínima do líquido em tratamento. As temperaturas médias diárias foram obtidas por meio do cálculo das médias simples entre as temperaturas máximas e as mínimas diárias (JERSZURKI; SOUZA, 2010).

A diferenciação nas TAS foi feita por meio da variação da vazão afluyente aos SACVs (Tabela 2). A alimentação dos SACVs foi feita por meio de bomba dosadora a solenoide e mangueiras de PVC, a partir de uma caixa de acumulação que recebia a ARS, por bombeamento dos sistemas de tratamento existentes (reatores RAC e UASB e decantador final). A alimentação dos SACHs foi feita por gravidade a partir dos SACVs, e as características operacionais estão apresentadas nas Tabelas 3 e 4. Os valores de tempo de

detenção hidráulica (TDH) foram obtidos dividindo-se a vazão afluyente pelo volume útil dos SACs.

Foram determinadas as variáveis pH e potencial de oxirredução, por potenciometria, nos afluentes e efluentes dos sistemas, bem como as concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), pelo processo semimicro Kjeldahl, nitrato (NO_3^-), por colorimetria pelo método do salicilato, nitrito (NO_2^-), por colorimetria pelo método do dicloridrato de n(1-naftil) etilenodiamina, e fósforo, por colorimetria pelo método do vanadato-molibdato (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION – WEF, 2005), a fim de analisar o comportamento das variáveis ao longo do tempo e em cada fase.

O capim tifton-85 foi cortado aos 60, 120, 180 e 200 dias após a implantação do sistema. Exceto no último, ocorrido em função do término do experimento, os demais foram realizados quando o capim tifton-85 apresentou início da floração. Devido ao desenvolvimento mais lento da taboa esta foi ceifada ao término do experimento, 200 dias após o início do mesmo.

Tabela 2 Valores médios das características operacionais dos sistemas alagados verticais em cada fase

Sistemas	Fase I		Fase II		Fase III	
	Q ⁽⁵¹⁾	TAS _{DQO} ⁽¹³⁾	Q ⁽²⁹⁾	TAS _{DQO} ⁽⁹⁾	Q ⁽²⁴⁾	TAS _{DQO} ⁽⁸⁾
S1	0,064	763	0,095	828	0,129	1.032
S2	0,063	754	0,096	830	0,129	1.032
S3	0,063	754	0,095	828	0,129	1.032

S1, S2 e S3 – sistemas alagados verticais – SACVs; Q – Vazão ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$); TAS_{DQO} - taxa de aplicação superficial de demanda química de oxigênio ($\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$ de DQO). Entre parênteses o número de amostragens.

Tabela 3 Valores médios das características operacionais dos sistemas alagados horizontais em cada fase

Sistemas	Fase I		Fase II		Fase III	
	TDH	TAS _{DQO} ⁽¹³⁾	TDH	TAS _{DQO} ⁽⁹⁾	Q ⁽²⁴⁾	TAS _{DQO} ⁽⁸⁾
W1	4,7	294	3,1	319	2,3	397
W2	4,8	290	3,1	320	2,3	397
W3	4,8	290	3,1	319	2,3	397

W1, W2 e W3 - sistemas alagados horizontais – SACHs; TDH – Tempo de detenção hidráulica (d); TAS_{DQO} - taxa de aplicação superficial de demanda química de oxigênio (kg ha⁻¹ d⁻¹ de DQO). Entre parênteses o número de amostragens.

Tabela 4 Valores médios das taxas de aplicação superficial (TAS) dos sistemas alagados verticais e horizontais em cada fase

Sistemas	Fase I		Fase II		Fase III	
	TAS _{NTK} ⁽¹²⁾	TAS _{PT} ⁽¹¹⁾	TAS _{NTK} ⁽⁹⁾	TAS _{PT} ⁽⁹⁾	TAS _{NTK} ⁽⁸⁾	TAS _{PT} ⁽⁸⁾
S1	324	22,9	203	21,6	316	30,9
S2	321	22,5	204	21,6	316	30,9
S3	324	22,9	203	21,6	316	30,9
W1	125	8,8	78	8,3	121	11,9
W2	124	8,7	78	8,3	121	11,9
W3	124	8,7	78	8,3	121	11,9

S1, S2 e S3 – sistemas alagados verticais – SACVs; W1, W2 e W3 - sistemas alagados horizontais – SACHs; TAS_{NTK} - taxa de aplicação superficial de nitrogênio total Kjeldahl (kg ha⁻¹ d⁻¹ de NTK); TAS_{PT} - taxa de aplicação superficial de fósforo total (kg ha⁻¹ d⁻¹ de PT). Entre parênteses o número de amostragens.

2.4 Análise estatística

Para os SACVs procedeu-se a análise de variância, seguida pelo teste de Tukey, em nível de 5% de probabilidade quando havia efeito significativo dos fatores. Para efeito de análise estatística considerou-se um delineamento

inteiramente ao acaso com três repetições (três SACVs - S1, S2 e S3) e três fases.

Para os SACHs (W1, W2 e W3) e para os conjuntos (S1-W1, S2-W2 e S3-W3) procedeu a análise de variância das variáveis seguida pelo teste de Tukey, em nível de 5% de probabilidade quando havia efeito significativo dos fatores. Utilizou-se o esquema fatorial 3 x 3 (3 SACHs e 3 fases) com o número de repetições no tempo, de acordo com o número de amostragem de cada variável.

As análises estatísticas foram feitas com o Programa Estatístico SISVAR (FERREIRA, 2011).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para as mesmas variáveis na mesma fase, vazão (Q) nos sistemas alagados verticais (S), tempo de detenção hidráulica (TDH) nos sistemas alagados horizontais (W) e taxa de aplicação superficial (TAS_{DQO} , TAS_{NTK} e TAS_{PT}) em ambos os sistemas não houve diferença estatística pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade. Para as mesmas variáveis nas diferentes fases houve diferença estatística pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

3.1 Remoção das formas nitrogenadas

Nas fases II e III, apesar do aumento da vazão afluyente, verificou-se redução no aporte de NTK aos sistemas (Tabela 4), devido à redução da concentração deste nutriente na ARS utilizada no experimento.

De acordo com os dados apresentados na Tabela 5, no que se refere ao SACs, observou-se que a variação do pH na passagem do afluyente pelos sistemas foi relativamente pequena, e o valor ficou próximo da neutralidade, o que provavelmente não influenciou no desempenho dos microrganismos e, conseqüentemente na remoção de nutrientes. Para o processo de desnitrificação convencional Xinshan, Qin e Denghua (2010) relatam pH ideal em torno de 7,5, como observado neste trabalho. Já para remoção de nitrogênio via ANAMMOX a faixa de pH ideal varia dependendo do tipo de bactéria, mas geralmente o pH adequado se situa entre 7,7 e 8,3, com máxima taxa de reação em pH 8,0 (STROUS et al., 1997).

Os valores de potencial de oxirredução (Eh) nos efluentes dos SACVs e SACHs mostraram-se mais elevados que os valores do afluyente (ARS). Apesar de a ARS ser proveniente de um tratamento anaeróbio e, por isso, devesse apresentar valores negativos de Eh, os valores positivos observados na ARS

podem ser justificados pelo bombeamento desta para uma caixa de armazenamento, onde foi observado o crescimento de algas responsáveis pela oxigenação, podendo causar supersaturação do meio (MIWA; FREIRE; CALIJURI, 2007).

Em ambientes aeróbios, o Eh apresenta valores acima de +100 mV; em condições anóxicas o Eh se encontra na faixa de -100 a +100 mV e em condições anaeróbias o Eh fica abaixo de -100 mV (MATOS et al., 2010).

Observa-se também na Tabela 5, que os efluentes dos sistemas verticais (S1, S2 e S3) apresentaram maiores valores de Eh durante a primeira fase, comparados aos valores verificados nos efluentes dos sistemas horizontais (W1, W2 e W3). Provavelmente, a menor quantidade de matéria orgânica aplicada nos sistemas associada ao movimento de percolação da água através do material suporte proporcionaram condições favoráveis à manutenção dos maiores índices de oxigênio dissolvido no meio e, conseqüentemente maiores valores de Eh.

Tabela 5 Valores médios e desvio padrão de pH, potencial de oxirredução (Eh), nitrogênio total de Kjeldahl (NTK), nitrato (NO_3^-) e nitrito (NO_2^-) obtidos no afluente e nos efluentes de cada sistema durante as três fases de operação

Variáveis	Afluentes	S1	S2	S3	W1	W2	W3
	Fase I						
pH ⁽¹³⁾	8,1±0,4	7,9±0,3	7,9±0,3	7,7±0,3	8,0±0,2	8,0±0,2	7,9±0,2
Eh ⁽¹⁰⁾	87±20	100±13	100±11	101±11	91±13	92±13	93±14
NTK ⁽¹²⁾	196±48	100±49	116±55	112±57	74±34	91±33	74±32
NO_3^- ⁽¹²⁾	2,9±5,1	21,9±15,8	20,8±16,6	21,7±18,3	26,3±20,2	25,7±18,4	29,3±20,9
NO_2^- ⁽¹²⁾	0,2±0,3	65,4±22,3	60,4±26,8	75,4±20,9	48,4±24,0	60,1±17,6	66,6±20,9
	Fase II						
pH ⁽⁹⁾	8,0±0,3	7,2±0,5	7,3±0,3	7,4±0,3	6,9±0,6	7,3±0,4	7,3±0,4
Eh ⁽⁹⁾	78±30	107±28	109±28	106±29	115±29	108±28	110±30
NTK ⁽⁹⁾	82±65	47±43	44±38	53±41	43±33	37±26	42±38
NO_3^- ⁽⁹⁾	2,0±1,6	28,3±13,3	24,1±10,7	20,0±7,8	20,7±10,7	19,2±7,8	17,2±8,4
NO_2^- ⁽⁹⁾	0,8±0,7	4,9±7,5	9,0±12,5	8,5±13,6	1,5±3,7	2,9±8,4	3,2±9,2

“Tabela 5, conclusão”

Variáveis	Afluentes	S1	S2	S3	W1	W2	W3
				Fase III			
pH ⁽⁸⁾	7,8±0,3	7,3±0,2	7,3±0,2	7,2±0,3	7,0±0,4	7,0±0,3	6,9±0,4
Eh ⁽⁸⁾	103±22	113±17	111±17	108±21	118±30	118±15	125±29
NTK ⁽⁸⁾	94±53	54±31	52±33	36±19	25±20	25±20	19±14
NO ₃ ⁻ ⁽⁸⁾	0,9±0,6	26,9±15,2	28,0±14,8	30,1±15,0	16,2±15,1	16,6±15,4	20,1±16,5
NO ₂ ⁻ ⁽⁸⁾	0,2±0,3	4,3±3,2	5,1±4,2	4,9±3,1	0,2±0,3	0,1±0,1	0,0±0,0

Eh em mV; NTK em mg L⁻¹ de N; NO₃⁻ em mg L⁻¹ de N; e NO₂⁻ em µg L⁻¹ de N. Entre parênteses o número de amostragens.

A partir da segunda fase, mesmo com o aumento da vazão e consequente aumento da turbulência no meio que proporciona maior inserção de oxigênio no efluente em tratamento, houve redução nos valores médios de Eh, porém sem ser significativa ($p > 0,05$). Também a partir da segunda fase verificou-se em alguns momentos equiparação e, em outros, elevação nos valores médios do Eh nos efluentes dos SACHs, provavelmente proporcionado pelo maior desenvolvimento da taboa plantada no sistema.

Tem sido evidenciado que as plantas em sistemas alagados podem afetar a concentração de oxigênio no meio e alterar os valores de Eh por meio da liberação de oxigênio pelas raízes estimulando a degradação anóxica e aeróbia e o crescimento de bactérias nitrificantes (BRIX, 1994, 1997; MALTAIS-LANDRY et al., 2009). Reddy e Delaune (2008) atribuem, entre outros fatores, ao fluxo de massa por meio das plantas, o aumento da disponibilidade de oxigênio nos SACs, que se dá por meio de um fluxo convectivo de ar pressurizado, onde o ar penetra nos aerênquimas das folhas jovens onde há um pequeno gradiente de pressão de ar e é convergido através das partes submersas (rizomas), e eventualmente para as folhas velhas e colunas (pseudocauls) mortas. O capim tifton-85 não apresenta em sua estrutura aerênquimas, o que pode ter dificultado a inserção de ar pelas plantas e pode ter reduzido o Eh nos SACVs.

Dependendo do balanço entre a liberação e o consumo de oxigênio no meio, os valores de Eh variam de -250 a +500 mV, sendo o último medido na superfície da raiz e o primeiro numa faixa que pode variar de 1 a 20 mm da superfície da raiz (WIESSNER et al., 2002). Matos et al. (2010), ao tratarem ARS em SACHs com 24 m de comprimento, observaram que a partir dos 8 m iniciais os valores de Eh tornaram-se positivos nos cinco SACHs utilizados. O que comprova, segundo o autor, que há suprimento de oxigênio para o efluente ao longo dos SACHs, seja pelas plantas ou difundido diretamente do oxigênio

atmosférico, através da superfície do meio suporte. Os valores afluentes variaram entre -18 e -152 mV e os efluentes dos cinco SACHs variaram entre 53 e 226 mV. Brasil et al. (2005) verificaram que em todos os SACs utilizados no tratamento de esgoto doméstico, os valores de Eh afluente variaram de -280 a -81 mV e os valores efluentes oscilaram de -109 a +183 mV.

Apesar destas observações relacionadas ao Eh, deve-se ressaltar que os valores médios tanto para os efluentes dos SACVs quanto dos SACHs foram semelhantes ($p > 0,05$), ou seja, a inserção de ar no líquido nos sistemas verticais desempenhou papel semelhante à inserção de ar pela taboa nos sistemas horizontais. Assim, acredita-se que não houve grande interferência do potencial de oxirredução a ponto de influenciar significativamente as conversões das formas de nitrogênio.

As concentrações afluentes de NTK foram relativamente elevadas (Tabela 5 e Figura 3), fato que evidencia a capacidade limitada dos sistemas anaeróbios em remover nitrogênio, e caracteriza a forma principal de eliminação do nitrogênio nestes sistemas, nitrogênio orgânico e amônio, tendo em vista que a água utilizada no tratamento foi proveniente de reatores anaeróbios compartimentados e UASB.

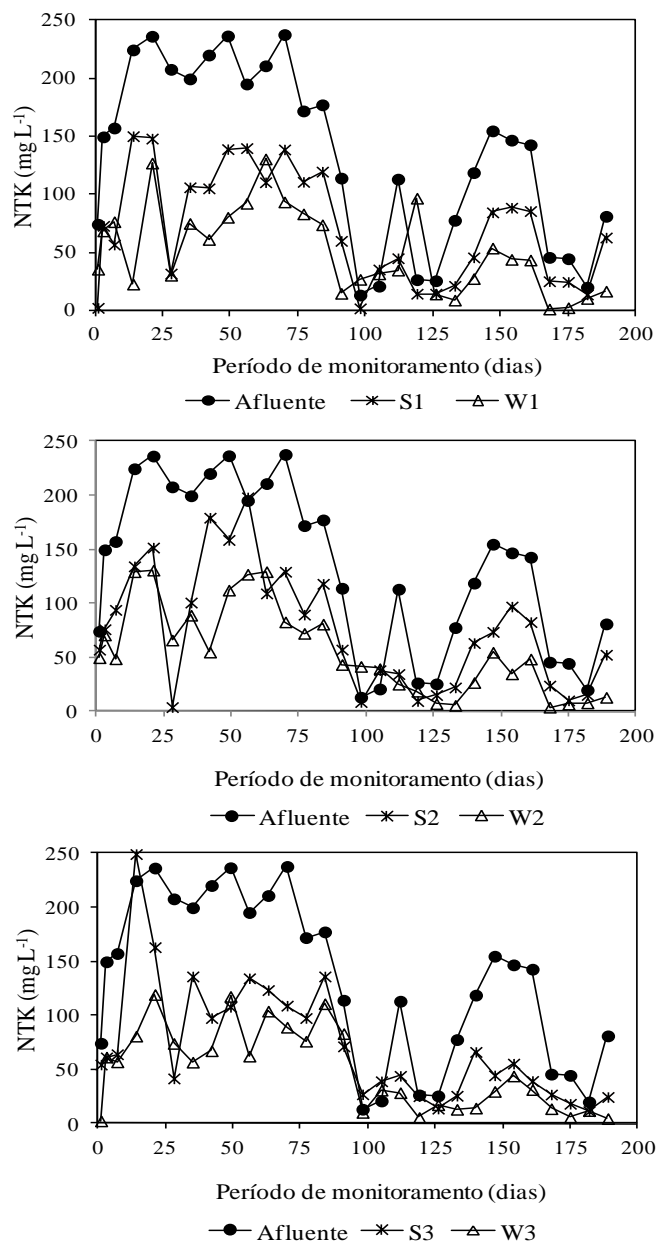


Figura 3 Variação na concentração de NTK nos diferentes sistemas obtida ao longo do período experimental (Fase I – 0 a 80 dias; Fase II – 81 a 150 dias; e Fase III – 151 a 200 dias)

As pequenas concentrações de nitrato e nitrito observadas no afluente podem estar relacionadas ao bombeamento da ARS após passarem pelos reatores anaeróbios e antes desta serem utilizadas no experimento, o que provavelmente proporcionou a inserção de oxigênio atmosférico na ARS em tratamento. Além disso, como relatado anteriormente, o desenvolvimento de algas no tanque de armazenamento temporário da ARS, após o bombeamento, pode ter contribuído para aumentar a inserção de oxigênio no meio e favorecer a conversão do NTK nas formas nítricas.

Na Tabela 5 e na Figura 4 nota-se que houve formação de nitrato e nitrito nos SACVs, pois esses sistemas são mais oxigenados e, conseqüentemente, ocorre maior oxidação do NH_4^+ a nitrito e este a nitrato (XINSHAN; QIN; DENGHUA, 2010). Contrariando as medições de Eh, com o tempo de operação dos SACVs, verificou-se tendência de redução nas concentrações de nitrito e aumento nas concentrações de nitrato nos efluentes dos sistemas observadas nas fases II e III. Apesar de nessas fases ter havido aumento na concentração de matéria orgânica afluente, e conseqüentemente concorrência pelo oxigênio disponível no meio, a maior vazão aplicada pode ter provocado maior turbulência no meio e, conseqüentemente, promovido maior inserção de oxigênio atmosférico (GABOUTLOELOE et al., 2009; KANTAWANICHKUL; KLADPRASERT; BRIX, 2009), resultando em maior oxidação do nitrito em nitrato. Para o nitrato verificou-se maiores concentrações médias nas fases II e III comparadas à fase I.

Com o passar do período de avaliação (fase III), verifica-se na Tabela 6 redução dos valores efluentes de NTK e nitrito e aumento nas concentrações de nitrato nos efluentes dos SACVs. Mesmo assim, a remoção média de NTK não sofreu alteração significativa ($p > 0,05$). Observa-se na Tabela 6 relativamente boa eficiência de remoção de NTK para todos os sistemas nas três fases de operação. Ao contrário da remoção de 17% observada por Vymazal e

Kröpfelová (2011) nos dois meses iniciais de monitoramento de SACVs no tratamento de esgoto doméstico.

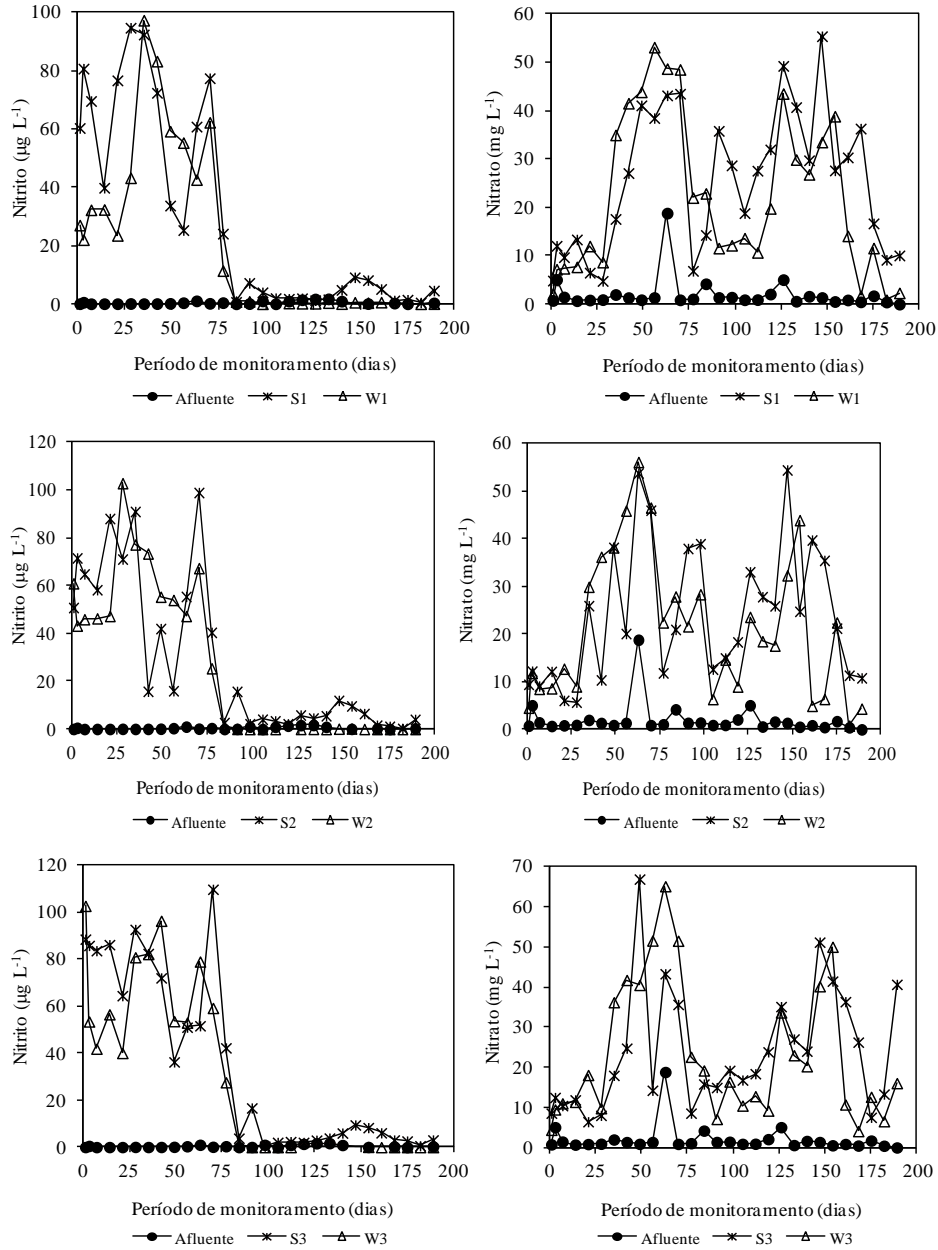


Figura 4 Variação nas concentrações de nitrito e nitrato nos diferentes sistemas obtidos ao longo do período experimental (Fase I – 0 a 80 dias; Fase II – 81 a 150 dias; e Fase III – 151 a 200 dias)

Durante a primeira fase, os SACHs foram capazes de realizar a nitrificação, resultando em maiores concentrações de nitrato e menores concentrações de nitrito, sendo o último convertido no primeiro. Provavelmente, o menor aporte de matéria orgânica pode ter favorecido a conversão das formas amoniacais de nitrogênio em nitrato aumentando a sua concentração, tendo em vista que a matéria orgânica concorre para a redução da concentração de oxigênio no meio o que, conseqüentemente, reduz a conversão em formas nítricas.

Na terceira fase, verificou-se maior capacidade de desnitrificação nos SACHs, obtendo-se maiores porcentagens de remoção de nitrito e nitrato ($p < 0,05$) e NTK, exceto para o W3 (Tabela 7) e, conseqüentemente, menores concentrações médias de nitrito e nitrato no efluente (W1, W2 e W3) comparado ao afluente. No entanto, a desnitrificação foi limitada. Assim, acredita-se que as menores concentrações de nitrito nos efluentes dos SACHs comparados aos afluentes (efluentes dos SACVs) nas fases II e III também podem ser devido ao processo ANAMMOX, onde o nitrito, juntamente com o amônio, são convertidos diretamente a nitrogênio gasoso por microrganismos anaeróbios, o que foi facilitado pela faixa de pH próxima à neutralidade (SCHEEREN et al., 2011).

Vymazal e Kröpfelová (2011) obtiveram 73% de remoção de nitrogênio total após utilizar dois SACVs seguidos de um SACH. A concentração afluente média de amônio mais nitrato decresceu de 25 para 6,7 mg L⁻¹. Langergraber et al. (2008) reportaram que em sistemas verticais parcialmente saturados foram eficientes na remoção de amônio (48 para 0,1 mg L⁻¹), no entanto a desnitrificação foi limitada como neste trabalho, resultando no aumento de nitrato de zero para 30 mg L⁻¹.

Neste trabalho as diferentes configurações dos SACHs não influenciaram significativamente ($p>0,05$) o desempenho dos mesmos quanto à remoção das diferentes formas de nitrogênio (Tabela 7) para cada fase avaliada.

Verifica-se um aumento na eficiência da retirada de NTK para os SACHs com o aumento da carga aplicada, principalmente nos sistemas W1 e W2 ($p<0,05$). Apesar da redução nos valores de NTK na água residuária em tratamento é importante ressaltar que apenas a conversão de NTK em nitrito e nitrato não significa remoção de nitrogênio, mas apenas a conversão do mesmo e a continuidade do potencial poluidor da água residuária quando do seu lançamento no ambiente. Assim, pode-se considerar como remoção efetiva de nitrogênio a remoção do nitrito e do nitrato nos SACHs (W1, W2 e W3) apresentada na Tabela 7, sendo convertidos, provavelmente em N_2 .

A conversão das formas de nitrogênio, e não necessariamente a sua remoção, pode ser evidenciada na literatura. Brix e Arias (2005), ao avaliarem SACVs no tratamento de esgoto doméstico, observaram 78% de remoção média de nitrogênio amoniacal (82 mg L^{-1}). No entanto, no mesmo sistema houve geração de 40 mg L^{-1} de nitrato mais nitrito, o que leva a uma menor remoção efetiva de nitrogênio total, que segundo os autores foi de 43% em média.

Tabela 6 Valores médios de remoção (%) de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) nos sistemas verticais (S) nas diferentes fases de operação dos sistemas

Fases	NTK		
	S1	S2	S3
I	52aA	40aA	44aAB
II	47aA	45aA	31aA
III	41aA	45aA	58aB

Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha não diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade. Para a mesma variável, médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna não diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 7 Valores médios de remoção (%) de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) nos sistemas horizontais (W) nas diferentes fases de operação dos sistemas

Fases	NTK			NO_2^-			NO_3^-		
	W1	W2	W3	W1	W2	W3	W1	W2	W3
I	24aA	22aA	31aA	31aA	16bA	18bA	13aA	8aA	10aA
II	26aA	25aA	32aA	75aB	89bB	89bB	32aAB	26aAB	24aAB
III	58aB	54aB	44aA	98aC	99aC	99aC	46aB	48aB	35aB

Para a mesma variável, médias seguidas de mesma letra minúscula na linha não diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade. Para a mesma variável, médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna não diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Langergraber et al. (2009) ao avaliarem dois SACVs em série cultivados com *Phragmites australis* e que receberam $98 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de nitrogênio total observaram 45% de remoção de nitrogênio total. Wang et al. (2009) avaliaram a capacidade de SACVs removerem poluentes de lodo de esgoto. SACVs cultivados com *Phragmites* e *Typha* foram capazes de remover em média 99% dos 200 mg L^{-1} de NTK aplicados ao sistema. Os autores atribuíram tamanha eficiência aos processos físicos de remoção, como filtração e adsorção, pelo fato

do nitrogênio estar presente principalmente na forma particulada (>90%) e não disponível para as plantas, ao contrário do observado neste trabalho, em que a concentração de sólidos foi relativamente pequena, devido à sedimentação dos sistemas anaeróbios que antecederam os SACHs.

No Brasil, Matos, Freitas e Lo Monaco (2010) obtiveram 51 e 64% de remoção de nitrogênio total de dejetos da suinocultura tratados em SACHs cultivados com taboa e tifton-85, respectivamente, sem nenhum processo de nitrificação instalado anteriormente aos SACHs. Para os mesmos sistemas foram obtidos 46 e 56% de remoção de amônio. Foram aplicados $93 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de nitrogênio total e $67 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de amônio, inferiores às cargas aplicadas neste trabalho. Calijuri et al. (2009) obtiveram cerca de 30% (valores calculados) de remoção de NTK em SACHs cultivados com *Typha* sp. e com TDH de 2,9 dias e concentração afluyente de 50 mg L^{-1} , utilizados no tratamento de esgoto doméstico pré-tratado em reator UASB em Viçosa-MG. Ainda em Viçosa-MG, Brasil et al. (2005) tratando esgoto doméstico pré-tratado em tanque séptico, obtiveram 33% de remoção de nitrogênio em SACHs cultivados com *Typha* sp., TDH de 1,9 dia.

Quando verificada a remoção conjunta de NTK pelos sistemas verticais e horizontais (S-W) (Tabela 8), esta pode ser considerada satisfatória. Vymazal (2007) em uma revisão de literatura relata eficiências de remoção de nitrogênio entre 40 e 55% ao serem aplicadas cargas entre $6,8$ e $17 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de nitrogênio (calculadas) em diferentes configurações de sistemas alagados construídos (verticais e horizontais). Estas cargas são bem inferiores às aplicadas neste trabalho (Tabela 4) o que comprova as boas eficiências observadas neste trabalho.

Tabela 8 Valores médios de remoção de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) no conjunto vertical-horizontal (S-W) nas diferentes fases de operação dos sistemas

Fases	NTK		
	S1-W1	S2-W2	S3-W3
I	61aAB	53aA	64aAB
II	44aA	49aA	46aA
III	75aB	75aB	76aB

Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha não diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade. Para a mesma variável, médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna não diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Maiores eficiências de remoção de nitrogênio podem não ter sido alcançadas em função da redução do carbono no meio, quantificado por meio da DQO. Assim, maiores eficiências podem ser obtidas por meio da recirculação dos efluentes dos SACs com maior concentração de nitrato nos sistemas anaeróbios que antecedem os SACs, como os reatores UASB, por exemplo. Tal fato também foi evidenciado por Gaboutloeloe et al. (2009), Vymazal e Kröpfelová (2011) e Xinshan, Qin e Denghua (2010).

3.2 Remoção de fósforo

Semelhante ao ocorrido para o nitrogênio, na fase II, apesar do aumento da vazão afluente, verificou-se redução no aporte de PT aos sistemas (Tabela 4), devido à redução da concentração deste nutriente na ARS utilizada no experimento (Figura 5). Na fase III houve pequena remoção em relação às fases anteriores. Observa-se na Figura 5 grande variabilidade nas concentrações afluentes e efluentes dos sistemas, registrando-se, inclusive, episódios de concentrações efluentes de PT superiores às afluentes, devido, provavelmente ao arraste de sólidos dos sistemas.

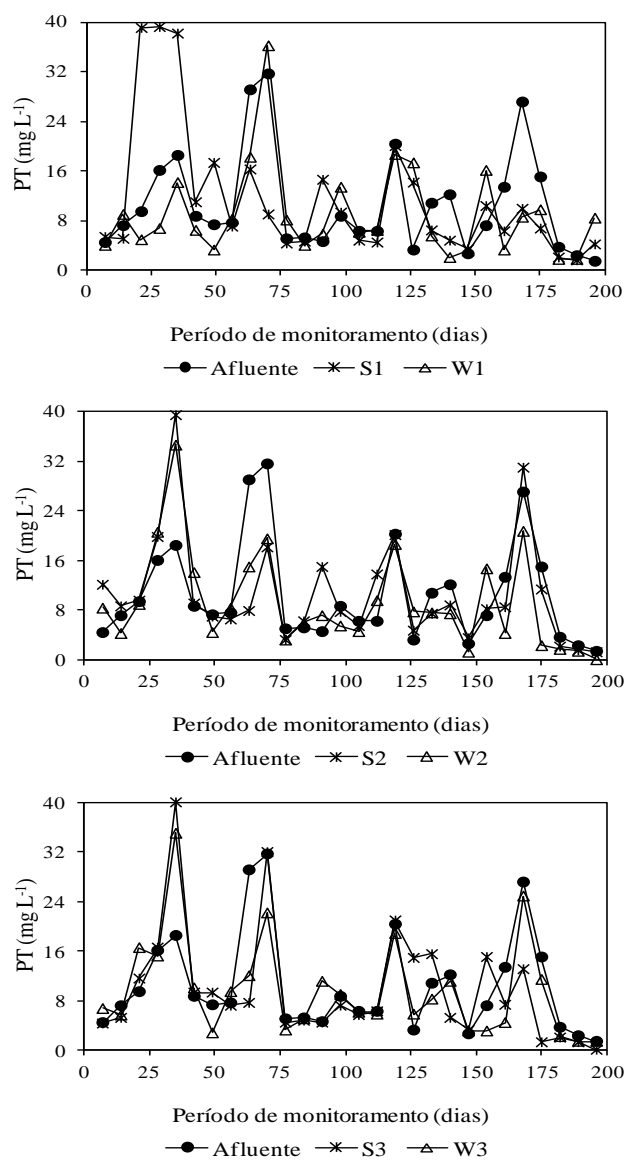


Figura 5 Variação na concentração de fósforo nos diferentes sistemas obtida ao longo do período experimental (Fase I – 0 a 80 dias; Fase II – 81 a 150 dias; e Fase III – 151 a 200 dias)

As concentrações médias afluentes e efluentes dos sistemas estão apresentadas na Tabela 9. Verifica-se que os valores efluentes dos SACHs (W1, W2 e W3) são bastante superiores aos valores estabelecidos para classificação dos cursos de água, quanto ao potencial de eutrofização dos mesmos que é de até 0,03 e 0,05 mg L⁻¹ para ambientes lênticos e ambientes intermediários, respectivamente (MINAS GERAIS, 2008). Mesmo sem a exigência legal de um parâmetro para lançamento de fósforo presente nos efluentes em cursos de água no estado de Minas Gerais, há indicativo de levado poder poluente mesmo após passar por um pós-tratamento. Quanto ao fósforo, formas potenciais de reúso, principalmente o reúso agrícola devem ser incentivados.

Tabela 9 Valores médios e desvio padrão de fósforo obtidos no afluente e nos efluentes de cada sistema durante as três fases de operação

	Fase I ⁽¹¹⁾	Fase II ⁽⁹⁾	Fase III ⁽⁸⁾
Afluente	13,3±9,5	8,7±5,3	9,2±8,9
S1	17,5±14,4	9,3±5,7	5,6±3,3
S2	13,0±10,1	10,0±5,2	8,5±9,9
S3	13,5±11,8	9,5±6,0	5,5±5,8
W1	10,9±9,5	8,9±6,0	6,6±5,0
W2	12,9±9,4	8,3±4,2	5,9±7,6
W3	12,7±9,5	9,1±4,3	6,6±8,1

Entre parênteses o número de amostragens.

Com o tempo de operação dos SACs, verificou-se que durante a fase III (Tabela 10), teve-se maior eficiência ($p < 0,05$) na retirada do fósforo nos SACVs, com exceção do S2.

Wang et al. (2009) verificaram que SACVs cultivados com *Phragmites* e *Typha* foram capazes de remover em média 98% dos 33 mg L⁻¹ de fósforo

aplicados ao sistema proveniente de lodo de esgoto. Os autores citam que outros trabalhos com cargas semelhantes foram capazes de remover apenas de 30 a 40%, e que as eficiências nunca foram superiores aos 60%. Diferentemente do observado neste trabalho, o efluente tratado por Wang et al. (2009) apresentou elevada concentração de sólidos, o que pode ter favorecido a obtenção das elevadas eficiências de remoção.

Tabela 10 Valores médios de remoção (%) de fósforo total (PT) nos sistemas verticais (S) nas diferentes fases de operação dos sistemas

Fases	PT		
	S1	S2	S3
I	15aA	15aA	11aA
II	18aA	9aA	11aA
III	31aB	18aA	43bB

Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha não diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade. Para a mesma variável, médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna não diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Com o aumento do aporte de fósforo na fase III, apenas W2 melhorou a eficiência de remoção ($p < 0,05$), W3 praticamente manteve a eficiência das demais fases, enquanto em W1 houve redução (Tabela 11). A característica hidrodinâmica apresentada por W2, quando do aumento da vazão na fase III, pode ter favorecido a retenção de sólidos no sistema e, conseqüentemente, favorecido a remoção de fósforo. Apesar de a remoção de sólidos em suspensão não ter sido diferente, a remoção de sólidos totais para W2 e para o conjunto S2-W2 foram significativamente diferente dos demais sistemas ($p < 0,05$) na fase III (Capítulo 2, Tabela 11). Assim, o maior TDH_R apresentado por W2 (Capítulo 2, Tabela 6) parece ter proporcionado a redução da velocidade do líquido no

sistema e favorecido a remoção de sólidos por sedimentação e, conseqüentemente, a remoção de fósforo.

Tabela 11 Valores médios de remoção (%) de fósforo total (PT) nos sistemas horizontais (W) nas diferentes fases de operação dos sistemas

Fases	PT		
	W1	W2	W3
I	35aB	12aA	13aA
II	17aA	17aA	14aA
III	11aA	39aB	15aA

Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha não diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade. Para a mesma variável, médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna não diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Matos, Freitas e Lo Monaco (2010) obtiveram no tratamento de dejetos de suinocultura, em SACHs cultivados com taboa e tifton-85, 29 e 34% de remoção de fósforo ao aplicarem cerca de 20 kg ha⁻¹ d⁻¹ de P nos sistemas. Os autores observaram remoções de sólidos em suspensão da ordem de 90%, o que está diretamente relacionada à remoção de PT. Já Brasil et al. (2005) e Calijuri et al. (2009) tratando esgoto doméstico pré-tratado em tanque séptico e reator UASB, respectivamente, obtiveram 35 e 39% de remoção de fósforo. Ambos utilizaram SACHs cultivados com *Typha* sp. e TDH de 1,9 e 2,9 dias, respectivamente.

Quando observado o conjunto S-W, observa-se satisfatórias eficiências de remoção média na fase III. No entanto apenas S2-W2 mostraram-se significativamente diferente dos demais (p<0,05) nesta fase (Tabela 12). Assim, verifica-se que a maior contribuição para remoção de fósforo no sistema conjunto foi dada pelo SACH.

Tabela 12 Valores médios de remoção (%) de fósforo total (PT) no conjunto vertical-horizontal (S-W) nas diferentes fases de operação dos sistemas

Fases	PT		
	S1-W1	S2-W2	S3-W3
I	23aA	19aA	19aAB
II	18aA	15aA	5aA
III	32aA	48aB	37aB

Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha não diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade. Para a mesma variável, médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna não diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Vymazal e Kröpfelová (2011) verificaram que durante o primeiro ano de operação do sistema experimental composto de dois SACVs seguido de um SACH no tratamento de efluentes domésticos, a eficiência de remoção de fósforo foi de apenas 5,4% para concentrações afluentes de 3,2 mg L⁻¹. A partir do segundo ano, após a estabilização do sistema, e com o aumento da concentração média afluente (5,2 mg L⁻¹) houve aumento na remoção, alcançando 65%. Öövel (2007) observou concentrações efluentes médias de 0,4 mg L⁻¹ de fósforo ao tratar efluente doméstico em sistemas híbridos (sistemas verticais seguidos de sistema horizontal), o que correspondeu em média a 89% de remoção. Maior eficiência de remoção foi obtida nos sistemas verticais. No entanto, os autores utilizaram como material suporte argila expandida que podem ter favorecido a adsorção e consequente remoção de fósforo.

Resultados menos expressivos em relação à remoção de fósforo também são relatados na literatura. DeBusk et al. (2004), mesmo aplicando em SACHs com meio suporte de rochas calcárias, sabidamente com elevada capacidade de adsorver fósforo, efluentes com reduzida concentração deste nutriente (18 µg L⁻¹) obtiveram apenas 46% de remoção. Lu et al. (2009) avaliaram sistemas

alagados horizontais cultivados com diferentes espécies aquáticas no tratamento de escoamento superficial de áreas agrícolas na China, e verificaram que para concentração afluyente média de $0,87 \text{ mg L}^{-1}$ e TDH de 2 dias a eficiência média foi de 59%.

De forma geral, as eficiências de remoção de PT obtidas neste trabalho podem ser consideradas satisfatórias, pois, segundo Vymazal (2007), a remoção de fósforo em SACs é considerada baixa, variando entre 40 e 60% entre todos os tipos de sistemas alagados. Pois, a capacidade dos SACs em remover fósforo é limitada, quando comparada à capacidade de remoção de nitrogênio (DEBUSK et al., 2004), já que não há nenhuma perda permanente de fósforo nesses sistemas.

4 CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos, pode-se concluir que:

- a) Os valores de pH durante as três fases de monitoramento mantiveram-se próximos da neutralidade, favorecendo a atividade microbiana de degradação de matéria orgânica e conversão de nutrientes;
- b) Os valores médios de potencial de oxirredução (Eh) dos efluentes dos sistemas alagados verticais e horizontais mantiveram-se entre as condições anóxica e aeróbia, sem diferença estatística entre eles ($p > 0,05$);
- c) Houve redução nas concentrações de nitrito e aumento nas concentrações de nitrato nos efluentes dos sistemas verticais (SACVs) com o aumento da carga orgânica e de nutrientes aplicada;
- d) A remoção média de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) não sofreu alteração significativa ($p > 0,05$) com o aumento da carga aplicada, exceto para S3;
- e) O aumento da carga orgânica e de nutrientes (fase III) proporcionou maior capacidade de desnitrificação nos SACHs, obtendo-se maiores porcentagens de remoção de nitrito e nitrato ($p < 0,05$) e NTK, exceto para o W3;
- f) Os SACHs foram capazes de remover até 58% do NTK aportado nos sistemas, e de 35 a 48% do nitrato na fase III;
- g) A remoção de NTK pelos sistemas verticais e horizontais (S-W) em conjunto pode ser considerada satisfatória, alcançando valores de 75% de remoção nos três sistemas na fase III;

- h) As diferentes configurações dos sistemas não influenciaram a capacidade de nitrificação/desnitrificação do efluente em tratamento ($p > 0,05$);
- i) Mesmo após o tratamento as concentrações de fósforo mantiveram-se elevadas nos efluentes podendo causar contaminação se estes forem dispostos inadequadamente no ambiente;
- j) Os sistemas alagados verticais e horizontais mostraram-se limitados quanto à remoção de fósforo alcançando entre 18 a 43% nos primeiros, com diferença estatística para o S2 (18%), e de 11 a 39% nos segundos, com diferença estatística para o W2 (39%) ($p < 0,05$);
- k) O conjunto S2-W2 mostrou-se significativamente diferente dos demais ($p < 0,05$) para remoção de fósforo (48%) na fase III, sendo que esta pode ser considerada satisfatória.

REFERÊNCIAS

AHN, Y-H. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: a review. **Process Biochemistry**, London, v. 41, n. 4, p. 1709-1721, 2006.

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

BORGES, A. C.; PEREIRA, P. A.; MATOS, A. T. Partida de um reator anaeróbio horizontal para tratamento de efluentes do processamento dos frutos do cafeeiro. **Engenharia Agrícola**, Taubaté, v. 29, n. 4, p. 661-669, 2009.

BRASIL, M. S. et al. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9, Suplemento, p. 133-137, jan. 2005.

BRIX, H.; ARIAS, C. A. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: new Danish guidelines. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 25, n. 5, p. 491-500, 2005.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Water Science and Technology**, London, v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997.

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, 2005.

BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. **Water Science and Technology**, London, v. 29, n. 4, p. 71-78, 1994.

CALIJURI, M. A. et al. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. **Engenharia Sanitária Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 3, p. 421-430, 2009.

DEBUSK, T. A. et al. An investigation of the limits of phosphorus removal in wetlands: a mesocosm study of a shallow periphyton-dominated treatment system. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 23, n. 6, p. 1-14, 2004.

DONGEN, U. van; JETTEN, M. S. M.; LOOSDRECHT, M. C. M. van. The SHARON: anammox process for treatment of ammonium rich wastewater. **Water Science and Technology**, London, v. 44, n. 7, p. 153-160, 2001.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 35, n. 6, p. 1039-1042, 2011.

FIA, F. R. L. **Modelos de remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados construídos**. 2009. 146 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2009.

FIA, R. et al. Desempenho de sistemas alagados no tratamento de águas residuárias do processamento dos frutos do cafeeiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 12, p. 1323-1329, 2010.

GABOUTLOELOE, G. K. et al. Combinations of horizontal and vertical flow constructed wetlands to improve nitrogen removal. **Water Air Soil Pollut: Focus**, The Netherlands, v. 9, n. 3, p. 279-286, 2009.

JERSZURKI, D.; SOUZA, J. L. M. Estimativa da temperatura média diária do ar em distintas regiões brasileiras empregando métodos alternativos. **Scientia Agraria**, Curitiba, v. 11, n. 5, p. 407-416, 2010.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment wetlands**. Boca Raton: CRC, 2008. 1016 p.

CAPITULO 4 Desempenho agronômico do *Cynodon ssp.* e da *Typha sp.* cultivados em sistemas alagados combinados na remoção de nutrientes provenientes de água residuária de suinocultura

RESUMO

A realização deste trabalho teve por objetivo, avaliar o desempenho agronômico do capim tifton-85 (*Cynodon ssp*) e da taboa (*Typha sp*) na remoção de nutrientes cultivados em seis sistemas alagados construídos combinados (SACs) utilizados no pós-tratamento de efluentes de suinocultura. O sistema experimental foi composto por três sistemas alagados construídos de escoamento vertical (SACVs) e três de escoamento subsuperficial horizontal (SACHs). Os SACHs foram confeccionados com três diferentes configurações, com divisórias internas fixadas nas laterais de forma a favorecer o escoamento do tipo pistão de um lado para o outro dentro do SACH (W1); com divisórias internas fixadas acima e abaixo do leito de forma a favorecer o escoamento ascendente e descendente dentro do SACH (W2); e sem divisórias internas, como ocorre nos SACHs tradicionalmente pesquisados (W3). O experimento foi constituído de 3 fases (I, II e III). Após o início da aplicação da ARS e monitoramento dos sistemas durante as fases I, II e III, foram realizados os cortes dos vegetais, a fim de se avaliar a produtividade e os teores de nutrientes na parte aérea da vegetação. O capim tifton-85 e a taboa se adaptaram bem aos sistemas alagados de escoamento vertical e horizontal, respectivamente, e às cargas orgânicas e de nutrientes aplicadas apresentando bom desempenho agronômico em termos de produtividade e extração de nutrientes. A produtividade média de matéria seca do tifton-85 obtida em cada sistema alagado vertical em três cortes com intervalo de 60 dias cada variou entre 14,25 e 42,89 t ha⁻¹, enquanto a matéria seca produzida pela taboa cultivada nos sistemas alagados horizontais em um único corte após 200 dias de cultivo variou entre 45,49 e 67,43 t ha⁻¹. O capim tifton-85 foi a espécie vegetal que apresentou maior capacidade extratora de nutrientes, chegando a extrair até 17,65 e 1,76 kg ha⁻¹ d⁻¹ de nitrogênio e fósforo e 6,67 e 54,75 g ha⁻¹ d⁻¹ de cobre e zinco. A taboa extraiu até 5,10 e 1,07 kg ha⁻¹ d⁻¹ de nitrogênio e fósforo e 1,41 e 16,04 g ha⁻¹ d⁻¹ de cobre e zinco. Do aporte total de nutrientes aos sistemas a taboa e o tifton-85 foram capazes de remover 5 e 4,6% do nitrogênio e 11,2 e 5,4% do fósforo aportado aos sistemas.

Palavras-chave: Macrófitas. Suinocultura. Nutrientes. Sistemas alagados construídos.

**CHAPTER 4 Agronomic performance of *Cynodon* ssp. and of *Typha* sp.
cultivated in combined wetlands in the removal of nutrients
from swine production wastewater**

ABSTRACT

This work aimed at evaluating the agronomic performance of Tifton-85 bermudagrass (*Cynodon* ssp.) and cattail (*Typha* sp.) in the removal of nutrients, cultivated in six combined constructed wetlands (CCWs) used in the post-treatment of swine production effluents. The experimental system was comprised by three vertical constructed wetlands (VCW) and three horizontal constructed wetlands (HCW). The HCW were made in three different settings: with internal partitions fixed in the sides in order to favor piston type flow from one side to the other within the HCW (W1); with internal partitions fixed above and below the bed in order to favor up and down flow within the HCW (W2); and without internal partitions, as traditionally occurs in researched HCW (W3). Tifton-85 bermudagrass and cattail were cultivated in the VCW and HCW, respectively. After the beginning of swine production wastewater application and the monitoring of the systems during phases I, II and III, the plants were harvested in order to evaluate yield and nutrient rates of the shoot. Tifton-85 bermudagrass and cattail adapted well to vertical and horizontal wetlands, respectively, and also to the amount of applied organic matter and nutrients, presenting good agronomic performance in terms of yield and nutrient intake. The average yield of Tifton-85 bermudagrass dry mass obtained in each vertical wetland, in 3 harvesting heights, with interval of 60 days, varied between 14.25 and 42.89 t ha⁻¹, while dry mass produced by the cattail cultivated in the horizontal wetlands, in a single harvesting after 200 cultivation days, varied between 45.49 and 67.43 t ha⁻¹. The Tifton-85 bermudagrass was the species which presented highest nutrient intake capacity, extracting up to 17.65 and 1.76 kg ha⁻¹ d⁻¹ of nitrogen and phosphorus, and 6.67 and 54.75 g ha⁻¹ d⁻¹ of copper and zinc. The cattail extracted up to 5.10 and 1.07 kg ha⁻¹ d⁻¹ of nitrogen and phosphorus, and 1.41 and 16.04 g ha⁻¹ d⁻¹ of copper and zinc. Of the total nutrient input to the systems, the cattail and the Tifton-85 were capable of removing 5.0 and 4.6% of nitrogen, and 11.2 and 5.4% of phosphorus.

Key-words: Macrophyts. Swine production. Nutrients. Constructed wetlands.

1 INTRODUÇÃO

A remoção dos nutrientes presentes nas águas residuárias da suinocultura (ARS), pode ser feita de diversas formas. Dentre as soluções simples, propostas para tratamento de águas residuárias ricas de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, sódio, magnésio, manganês, ferro, zinco, cobre e outros elementos incluídos nas dietas dos animais como é o caso das provenientes de granja suinícolas, distingue-se a adoção de sistemas alagados construídos (SACs), por ser uma forma viável e não onerosa para seu tratamento (MATOS; FREITAS; LO MONACO, 2010).

A tecnologia de tratamento de águas residuárias em sistemas alagados construídas tem crescido muito desde a década de 70 (BRASIL; MATOS; SOARES, 2007). E nos últimos anos, houve uma evolução da técnica principalmente dos sistemas de escoamento verticais e, ou, combinados (vertical/horizontal), também conhecidos como híbridos.

Os SACs (*Constructed Wetlands*) são sistemas desenvolvidos pelo homem que tentam imitar os processos ecológicos encontrados nos ecossistemas naturais (zonas úmidas, várzeas, brejos, banhados ou zonas alagadiças), contribuindo com uma variedade de benefícios biológicos, sociais e econômicos (MITCHELL; PIETERSE; MURPHY, 1994). São artificialmente projetados para utilizar plantas aquáticas (macrófitas) em substratos (como areia, solo ou cascalho), onde ocorre a proliferação de biofilmes que agregam populações variadas de microrganismos que, por meio de processos biológicos, associados aos processos químicos e físicos, tratam águas residuárias (SOUSA et al., 2000).

Dentre os componentes fundamentais de SACs estão as macrófitas aquáticas neles cultivados, juntamente com outras variáveis e de fundamental importância para o sucesso do tratamento de águas residuárias em SACs. Dentre as funções das macrófitas aquáticas, estão incluídas: remoção de nutrientes da

água residuária; transferência de oxigênio para o substrato; servir de suporte (rizomas e raízes) para o crescimento de biofilmes de bactérias, além de melhoria na permeabilidade do substrato e na estética do ambiente (MATOS; FREITAS; LO MONACO, 2009; WETLAND INTERNATIONAL, 2003).

Há uma grande variedade de macrófitas aquáticas que podem ser utilizadas no tratamento de águas residuárias em SACs. Todavia, é necessário que essas plantas tenham tolerância à inundação contínua e exposição à água geralmente rica em sais, além de possuir crescimento rápido e alta capacidade de remoção de nutrientes. Macrófitas aquáticas é a denominação dada a um conjunto de plantas que crescem no meio aquático, em solos saturados ou alagados. Essas plantas apresentam várias propriedades intrínsecas que as tornam um componente indispensável nos leitos cultivados, sendo que as funções mais importantes dessas plantas consistem nos efeitos físicos proporcionados ao tratamento (BRIX, 1997).

As macrófitas aquáticas devem desempenhar os seguintes papéis na remoção de poluentes: facilitar a transferência de gases (O_2 , CH_4 , CO_2 , N_2O e H_2S) do sistema; estabilizar a superfície do leito, pela formação de denso sistema radicular, protegendo o sistema do processo erosivo e impedindo a formação de canais de escoamento preferencial na superfície do SACs; absorver macronutrientes (N e P, principalmente) e micronutrientes (incluindo metais); suprir, com subprodutos da decomposição de plantas e exsudados das raízes, carbono biodegradável para possibilitar a ocorrência do processo de desnitrificação; atuar como isolante térmico nas regiões de clima temperado; e proporcionar habitat para vida selvagem e agradável aspecto estético (BRASIL; MATOS; SOARES, 2007).

Embora as plantas aquáticas superiores sejam componentes biológicos óbvios dos ecossistemas alagados, recentes relatos na literatura apontam para o fato que a absorção de poluentes pela vegetação não pode responder por si só

pelas elevadas eficiências de remoção de poluente, frequentemente observadas em taxas de carregamento elevado, característica de muitas situações de tratamento (GERSBERG et al., 1986). Pelo contrário, os principais mecanismos de remoção de poluentes desses sistemas incluem tanto transformações bacterianas e processos físico-químicos, incluindo adsorção, precipitação e sedimentação (KADLEC; WALLACE, 2008). Tal fato leva ao questionamento do papel das macrófitas nesses sistemas, não havendo consenso entre pesquisadores a respeito da efetiva importância das macrófitas aquáticas nos SACs.

Algumas pesquisas têm apresentado melhor desempenho para SACs cultivados com espécies aquáticas em relação aos não cultivados (DALLAS; HO, 2005; KARATHANASIS; POTTER; COYNE, 2003; KASEVA, 2004; MBULIGWE, 2004; VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008). Todavia, em vários estudos conduzidos nos Estados Unidos, nos quais foram comparados os desempenhos de SACs cultivados e não cultivados na remoção de poluentes, verificou-se que as plantas não exerceram importante influência no processo, sendo apenas considerado o seu efeito estético (HENCH et al., 2003; TANNER, 2001; UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECT AGENCY – USEPA, 2000).

No Brasil, resultados de pesquisas (MEIRA et al., 2004; SOUSA et al., 2004) evidenciaram que a remoção de matéria carbonácea em SACs cultivados foi, ligeiramente, superior aos não cultivados, não sendo encontrada diferença estatisticamente significativa entre os dois sistemas. O mesmo comportamento foi observado por Leopoldo, Guimarães e Piedade (2000) e Matos, Freitas e Lo Monaco (2010).

Mesmo diante de controvérsias, Mara (2004), baseando-se em dados disponíveis na literatura, sugere que, em SACs cultivados e não cultivados, as remoções de DBO e SST são aproximadamente iguais e, portanto, as plantas não

são essenciais para remoção destes constituintes nesses sistemas. Entretanto, a remoção de nitrogênio, especificamente nitrogênio amoniacal, é significativamente mais alta nos sistemas cultivados. O autor ressalta que suas proposições são para clima temperado, podendo não ser válidas para climas tropicais. Já Brix (1997), sugere o uso de plantas em SACs, mas afirmam que a quantidade de nutrientes extraídos é muito pequena quando comparada às cargas aplicadas.

Em SACs pesquisadores do Brasil, têm sido usadas as espécies: *Typha* spp. (MATOS; FREITAS; LO MONACO, 2009), *Juncus* spp. (SOUZA; COSENTINO; GUIMARAES, 2000), *Eleocharis* spp. (MAZZOLA; ROSTON; VALENTIM, 2005), arroz (*Oriza sativa* L.) (MEIRA et al., 2004) e gramíneas do gênero *Cynodon* (MATOS; ABRAHÃO; PEREIRA, 2008; MATOS; FREITAS; LO MONACO, 2009). Além de outros como alternatera (*Alternanthera philoxeroides*) (FIA et al., 2008) azevém (*Lolium multiflorum*) (FIA et al., 2010) e lírio amarelo (*Hemerocallis flava*) (CHAGAS, 2008).

Diante do exposto, neste trabalho objetivou-se estudar o desempenho das espécies tifton-85 (*Cynodon spp*) e taboa (*Typha sp*), cultivadas em sistemas alagados construídos combinados (escoamento vertical – horizontal) submetidos a diferentes configurações e taxas de aplicação de carga orgânica proporcionadas pela aplicação de águas residuárias da suinocultura (ARS) pré-tratada em sistemas anaeróbios, nas condições climáticas de Lavras, MG.

2 MATERIAL E METODOS

2.1 Área experimental

O experimento foi conduzido na área de tratamento de efluentes do Departamento de Zootecnia, sob responsabilidade do DEG, na Universidade Federal de Lavras, em Lavras, Minas Gerais, latitude 21°14'S, longitude 42°00'W, altitude média de 918 m e clima Cwa, segundo a classificação de Köppen.

A água residuária da suinocultura (ARS) foi proveniente das instalações do setor de suínos do Departamento de Zootecnia da UFLA. Atualmente, a ARS passa por um pré-tratamento composto por peneira estática e tratamento primário/secundário composto por reator anaeróbico compartimentado (RAC) seguido de reator UASB e decantador (PEREIRA et al., 2011). Desta forma, a ARS utilizada neste trabalho foi o efluente do sistema de tratamento já existente após passar pelos reatores e decantador final.

O sistema experimental foi composto por seis sistemas alagados construídos. Três de escoamento vertical (SACVs) e três de escoamento subsuperficial horizontal (SACHs).

2.2 Configuração dos sistemas

Os SACVs foram constituídos por caixas de fibra de vidro com volume total de 100 L, com 0,54 m de altura e 0,86 m de diâmetro médio preenchidos com brita zero (diâmetro D-60 = 7,0 mm e volume de vazios inicial médio de 0,494 m³ m⁻³). Enquanto os SACHs foram constituídos por caixas de fibra de vidro com dimensões de 2,0 m x 0,5 m x 0,60 m (comprimento x largura x altura). Os SACHs foram preenchidos com brita zero (diâmetro D-60 = 7,0 mm

e volume de vazios inicial médio de $0,494 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) até a altura de 0,55 m e o nível d'água foi mantido a 0,05 m abaixo da superfície do material suporte. Nos SACVs foram construídos drenos de fundo por meio de tubos de PVC (25 mm) perfurados para facilitar o escoamento do efluente. Nos SACHs foram construídos sistemas de drenagem localizados na parte oposta à entrada da ARS, confeccionados com tubos de PVC (32 mm) perfurado. Na Figura 1 está apresentado um esquema do experimento proposto.

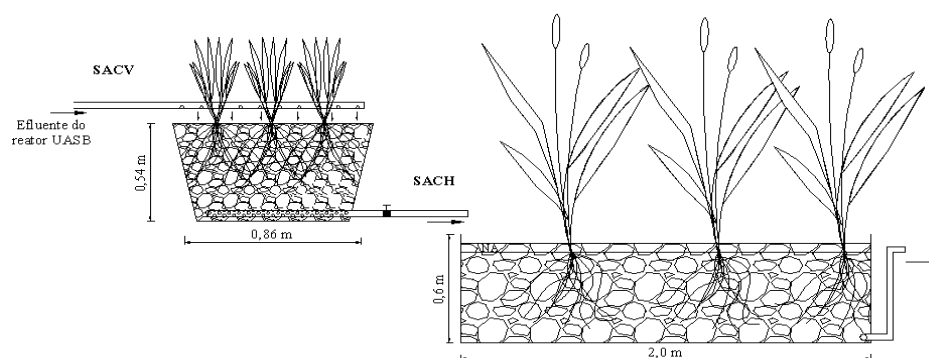


Figura 1 Diagrama esquemático dos sistemas alagados construídos de escoamento vertical (SACVs) e horizontal (SACHs)

Nos SACVs foi cultivado o capim tifton-85 (*Cynodon* spp.), por se tratar de uma espécie agressiva, de elevada capacidade extratora de nutrientes (FIA, 2009; MATOS; FREITAS; LO MONACO, 2010), e não exigir que o solo esteja constantemente saturado com água. O tifton foi proveniente do Setor de Forragicultura do Departamento de Zootecnia da UFLA. A densidade de plantio foi de 8 propágulos por SACV ou 20 propágulos por m^2 (FIA, 2009).

A espécie vegetal cultivada nos SACHs foi a taboa (*Typha* sp.), devido à sua capacidade em translocar oxigênio da parte aérea para o sistema radicular (KADLEC; WALLACE, 2008) e por apresentar melhor desenvolvimento em ambiente saturado com água. As mudas foram obtidas em área alagada natural

localizada no setor de piscicultura da UFLA. A densidade de plantio foi de 14 propágulos por SACH ou 14 propágulos por m² (FIA, 2009).

2.3 Condução experimental

O experimento foi constituído de 3 fases. A fase I foi de adaptação dos sistemas à ARS e durou 80 dias; na segunda e terceira fases, as taxas de aplicação superficial (TAS) foram aumentadas (Tabela 1) e aplicadas durante um período de 60 dias cada, para verificar a capacidade do sistema em tratar maiores quantidades de poluentes (MATOS; FREITAS; LO MONACO, 2010).

Tabela 1 Valores médios das taxas de aplicação superficial (TAS) dos sistemas alagados verticais e horizontais em cada fase

Sistema s	Fase I			Fase II			Fase III		
	TAS _{DQ}	TAS _{NT}	TAS _P	TAS _{DQ}	TAS _{NT}	TAS _P	TAS _{DQ}	TAS _{NT}	TAS _P
S1	763	324	22,9	828	203	21,6	1.032	316	30,9
S2	754	321	22,5	830	204	21,6	1.032	316	30,9
S3	754	324	22,9	828	203	21,6	1.032	316	30,9
W1	294	125	8,8	319	78	8,3	397	121	11,9
W2	290	124	8,7	320	78	8,3	397	121	11,9
W3	290	124	8,7	319	78	8,3	397	121	11,9

S1, S2 e S3 – sistemas alagados verticais – SACVs; W1, W2 e W3 - sistemas alagados horizontais – SACHs; TAS_{NTK} - taxa de aplicação superficial de nitrogênio total Kjeldahl (kg ha⁻¹ d⁻¹ de NTK); TAS_{PT} - taxa de aplicação superficial de fósforo total (kg ha⁻¹ d⁻¹ de PT). Entre parênteses o número de amostragens.

Internamente à casa de vegetação foi instalado um termohigrômetro para medição da temperatura do ar máxima e mínima e a temperatura máxima e mínima do líquido em tratamento, além da umidade relativa do ar. As temperaturas médias diárias foram obtidas por meio do cálculo das médias

simples entre as temperaturas máximas e a mínimas diárias (JERSZURKI; SOUZA, 2010).

A diferenciação nas TAS foi feita por meio da variação da vazão afluente aos SACVs. A alimentação dos SACVs foi feita por meio de bomba dosadora a solenóide e mangueiras de PVC, a partir de uma caixa de acumulação que recebia a ARS, por bombeamento dos sistemas de tratamento existentes (reatores RAC e UASB e decantador final). A alimentação dos SACHs foi feita por gravidade a partir dos SACVs.

Os valores de pH do afluente e efluente de cada sistema foram obtidos por potenciometria (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION – WEF, 2005) no Laboratório de Análise de Água do Departamento de Engenharia da UFLA (LAADEG).

Com o objetivo de avaliar a produtividade e os teores de nutrientes na parte aérea da vegetação, o capim tifton-85 foi cortado aos 60, 120, 180 e 200 dias após a implantação do sistema. Exceto no último, ocorrido em função do término do experimento, os demais foram realizados quando o capim tifton-85 apresentou início da floração. Devido ao desenvolvimento mais lento da taboa, esta foi ceifada ao término do experimento, 200 dias após o início do mesmo.

As amostras vegetais foram colocadas em sacos de papel e levadas à estufa, sob temperatura de 65 °C, com circulação de ar, até atingir massa constante (pré-secagem). Em seguida, as amostras foram trituradas em moinho analítico e armazenadas para posterior quantificação do conteúdo de matéria seca e realização da análise nutricional. Parte da amostra triturada foi retirada e colocada em estufa, sob temperatura de 103-105 °C, até ser atingida constância na massa, retirando-se, assim, a água residual e, com isso, obtendo-se a matéria seca total, em cada tratamento.

Além da matéria seca, nos vegetais, foram quantificados os teores dos macronutrientes: nitrogênio (N) e fósforo (P); e dos micronutrientes cobre (Cu) e Zinco (Zn) seguindo metodologia proposta pela Silva (2009) no Laboratório de Análise Foliar do Departamento de Química da UFLA.

2.4 Análise estatística

Para o capim tifton-85 cultivado nos SACVs procedeu-se a análise de variância dos valores médios de extração de nutrientes, seguida pelo teste de Tukey, em nível de 5% de probabilidade quando havia efeito significativo dos fatores. Para efeito de análise estatística considerou-se um delineamento inteiramente ao acaso com três repetições (três SACVs - S1, S2 e S3) e quatro cortes realizados no capim tifton.

Não se realizou a avaliação estatística dos nutrientes extraídos pela taboa pelo fato de ter sido realizado apenas um corte.

As análises estatísticas foram feitas com o Programa Estatístico SISVAR (FERREIRA, 2011).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores máximos, mínimos e médios da temperatura do ar na casa de vegetação e do líquido em tratamento nos SACs estão apresentados na Tabela 2. A temperatura ambiente na casa de vegetação alcançou valores máximos elevados comparados aos valores de temperatura ambiente para a região do estudo. A umidade relativa do ar dentro da casa de vegetação sofreu variação em relação às fases de monitoramento dos sistemas, principalmente a umidade relativa mínima.

A cobertura da casa de vegetação altera parâmetros como temperatura, umidade do ar, vento, balanço de radiação e energia e, por consequência a evapotranspiração, pois os principais fatores que interferem na evapotranspiração no interior da casa de vegetação são: radiação solar, balanço de energia, temperatura e a umidade relativa do ar. A demanda evaporativa aumenta de acordo com a redução da umidade relativa do ar. Assim, quanto mais seco estiver o ar, maior será a evapotranspiração (DALMAGO et al., 2006), este fato favorece a maior retirada de nutrientes do substrato pelas plantas (NUNES et al., 2008), principalmente pelo fato de não haver retenção de água pela brita como poderia ocorrer com o solo.

Tabela 2 Temperaturas máximas, médias e mínimas do ar e do líquido em tratamento nos SACs, e umidade relativa do ar máxima e mínima na casa de vegetação

Fases	Temperatura do ar			Temperatura da água			Umidade do ar	
	Máxima	Média	Mínima	Máxima	Média	Mínima	Máxima	Mínima
I ⁽³³⁾	36,2A	14,9A	25,6A	25,7A	21,9A	23,8A	82A	28 ^a
II ⁽²⁸⁾	33,8B	17,9B	25,9A	24,9A	22,1A	23,5A	90B	51B
III ⁽¹⁷⁾	35,3AB	17,5B	26,4A	25,6A	22,1A	23,8A	85AB	49B

Para a mesma variável, médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna não diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade. Entre parênteses o número de amostragens.

Os valores de pH da água residuária em tratamento (Tabela 3) mantiveram-se um pouco acima da neutralidade o que pode interferir na disponibilidade de alguns nutrientes para as espécies vegetais. Geralmente há maior disponibilidade de cálcio e magnésio e indisponibilidade de ferro e fósforo. A redução nos teores de nitrogênio pode ser causada pela volatilização da amônia (SANGOI et al., 2003; SANTOS; GATIBONI; KAMINSKI, 2008; SILVA; RANNO, 2005).

Tabela 3 Valores médios e desvio padrão de pH no afluente e nos efluentes dos Sistemas alagados verticais (S1, S2 e S3) e dos horizontais (W1, W2, W3) ao longo das três fases de monitoramento dos sistemas

Fases	Afluente	S1	S2	S3	W1	W2	W3
I ⁽¹³⁾	8,1±0,4	7,9±0,3	7,9±0,3	7,7±0,3	8,0±0,2	8,0±0,2	7,9±0,2
II ⁽⁹⁾	8,0±0,3	7,2±0,5	7,3±0,3	7,4±0,3	6,9±0,6	7,3±0,4	7,3±0,4
III ⁽⁸⁾	7,8±0,3	7,3±0,2	7,3±0,2	7,2±0,3	7,0±0,4	7,0±0,3	6,9±0,4

Entre parênteses o número de amostragens.

3.1 Produção de matéria seca

Após a implantação das mudas houve o desenvolvimento das mesmas, exceto das mudas de taboa na parte inicial dos sistemas W2 e W3. Com a continuidade da aplicação da ARS as mudas plantadas em W3 se recuperaram, enquanto aquelas cultivadas na parte inicial do sistema W2 não se desenvolveram. Mesmo assim, não se realizou o replantio das mesmas (Figura 2). Tal fato pode ser atribuído a qualidade das mudas. Para o plantio das mudas de taboa estas devem apresentar parte do rizoma, que muitas vezes se apresentam em tamanho reduzido, o que dificulta o desenvolvimento das mesmas.

Após os cortes do capim tifton-85 sempre houve rebrotamento em todos os SACVs. A taboa permitiu somente um corte no final da execução do experimento.

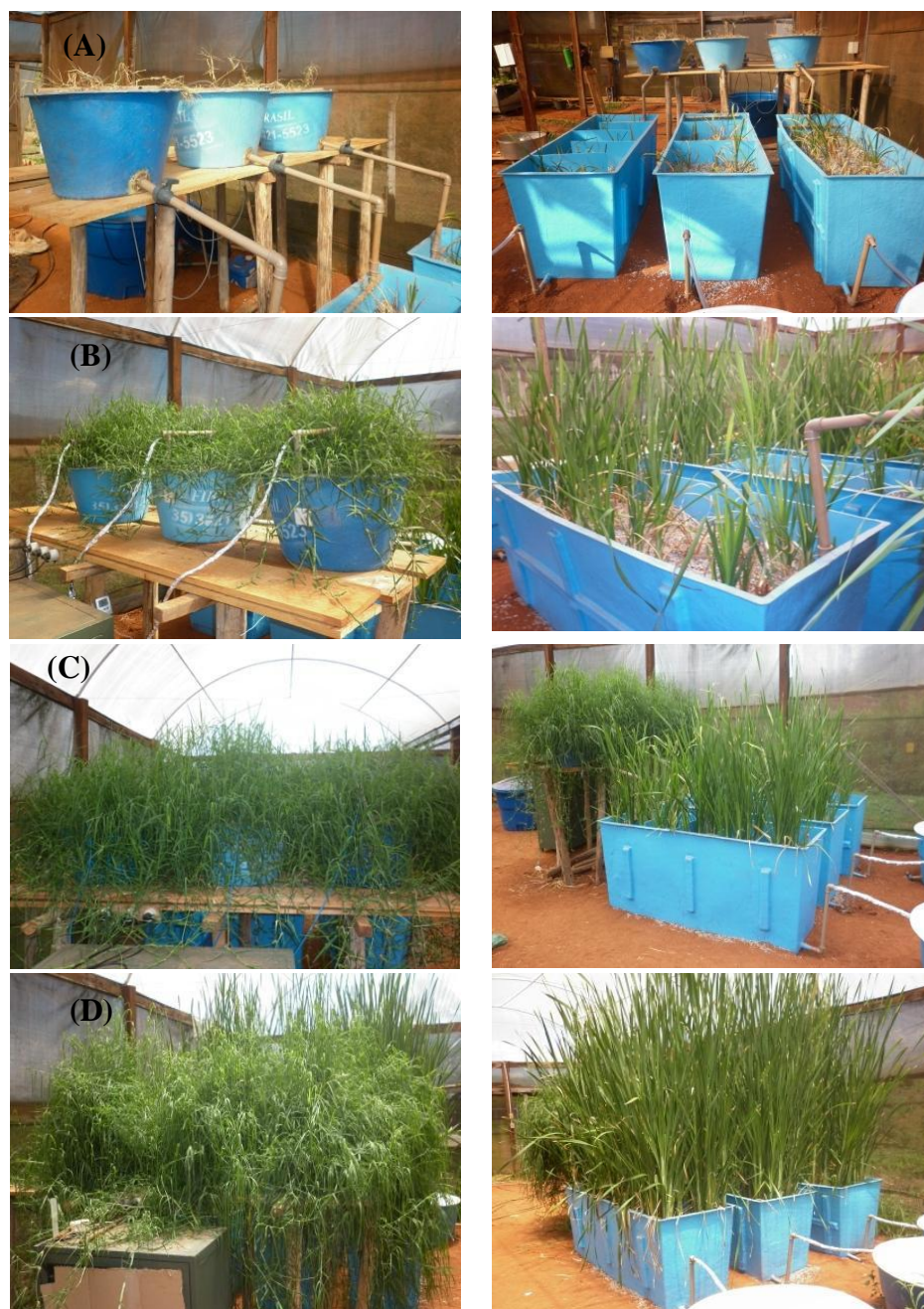


Figura 2 Desenvolvimento das espécies vegetais em cada fase de monitoramento dos sistemas: (A) implantação, (B) fase I, (C) fase II, e (D) fase III

A produção de matéria seca aumentou com os cortes realizados para o tifton-85. Os menores valores observados no corte 1 estão relacionados com a fase de adaptação e desenvolvimento das mudas. No corte 4, também houve redução na produção o que está relacionado ao menor tempo de cultivo. Nos cortes 1, 2 e 3 o cultivo foi durante 60 dias, enquanto no corte 4 foi de apenas 20 dias. O aumento de produtividade entre os corte 2 e 3 podem ser devido ao aumento do aporte de nutrientes entre as fases II e III.

Tabela 4 Valores da produção de matéria verde e seca do capim tifton-85 nos quatro cortes e da taboa no corte único, e da produtividade de matéria seca durante a condução experimental

Sistemas	MV (kg)	MS (kg)	t ha ⁻¹ de MS
	Corte 1		
S1	3,28	0,77	19,94
S2	2,30	0,55	14,25
S3	3,00	0,70	18,13
	Corte 2		
S1	7,46	1,41	36,60
S2	5,29	1,09	28,43
S3	5,80	1,25	32,59
	Corte 3		
S1	7,63	1,65	42,89
S2	6,36	1,32	34,31
S3	6,07	1,34	34,77

“Tabela 4, conclusão”

Sistemas	MV (kg)	MS (kg)	t ha ⁻¹ de MS
Corte 4			
S1	1,40	0,41	10,70
S2	0,93	0,26	6,88
S3	0,78	0,26	6,77
Corte único			
W1	29,90	5,48	54,78
W2	25,70	4,55	45,49
W3	34,90	6,74	67,43

S – sistemas alagados de escoamento vertical; W – sistemas alagados de escoamento horizontal; MV – Matéria verde; MS – Matéria seca.

Matos, Freitas e Lo Monaco (2009) verificaram que em SACHs utilizados no tratamento de efluentes da suinocultura foram produzidos, em três diferentes cortes, entre 18 e 28 t ha⁻¹ de matéria seca de taboa e 20 e 34 t ha⁻¹ de matéria seca de tifton-85, com intervalo de 100 a 120 dias entre os cortes, e aplicação média de 93 e 22 kg ha⁻¹ d⁻¹ de nitrogênio e fósforo, respectivamente. As menores produtividades observadas por Matos, Freitas e Lo Monaco (2009) comparadas às obtidas neste trabalho podem estar relacionadas às menores TAS de nitrogênio aplicadas por esses autores.

Fia et al. (2011) ao avaliarem a produção de matéria seca por tifton-85 e taboa em sistemas alagados horizontais obtiveram produção de tifton-85 entre 4 e 7 t ha⁻¹ de matéria seca para 60 dias de cultivo em casa de vegetação e sob cargas orgânicas entre 160 e 550 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DQO provenientes de dejetos da suinocultura. Os valores inferiores aos observados neste trabalho, podem estar relacionados ao fato de Fia et al. (2011) terem trabalhado com o tifton em SACHs, constantemente alagados. Neste trabalho, o tifton foi cultivado nos SACVs que apresentaram umidade constante, mas sem alagamento constante.

Quanto à taboa, Fia et al. (2011) verificaram dificuldade no desenvolvimento da mesma e redução na quantidade de matéria seca produzida com o tempo de operação dos sistemas, alcançando no máximo pouco mais de 1 t ha⁻¹ de matéria seca, o que foi atribuído pelos autores ao excesso de nutrientes e não necessariamente à carga orgânica aplicada.

Menores produtividades de taboa foram obtidas por Brasil, Matos e Soares (2007) em SACHs utilizados no tratamento de esgoto doméstico após 200 dias de cultivo (7 t ha⁻¹). Oliveira et al. (2000) relatam que a produtividade do tifton-85 em sistemas convencionais de cultivo no solo, em que são utilizados adubos químicos e irrigação, deve estar entre 3 e 12 t ha⁻¹, aos 14 e 70 dias de cultivo, após o corte.

3.2 Remoção de macronutrientes

As concentrações foliares de nitrogênio obtidos no capim tifton-85 foram cerca de duas vezes maiores que a concentração deste nutriente nas folhas da taboa. Entretanto, para o fósforo observou-se maiores concentrações nas folhas da taboa em relação às obtidas nas folhas do tifton-85 (Tabela 5), exceto par o corte 4 em S2 e S3, em que as plantas ainda não apresentavam sinais florescimento.

Tabela 5 Concentração média de nitrogênio (N) e fósforo (P) na parte aérea do capim tifton-85 coletada nos diferentes cortes e nas folhas da taboa coletadas em um único corte no final do experimento

Sistemas	N	P	N	P	N	P	N	P	Sistemas	N	P
	Corte 1		Corte 2		Corte 3		Corte 4			Corte único	
S1	3,41	0,19	3,35	0,29	2,98	0,23	3,50	0,33	W1	1,65	0,42
S2	3,25	0,17	3,24	0,25	2,77	0,30	2,99	0,40	W2	1,83	0,39
S3	3,48	0,27	2,89	0,27	2,73	0,33	2,93	0,41	W3	1,96	0,35

S – sistemas alagados verticais; W – sistemas alagados horizontais; valores em dag kg⁻¹ na matéria seca.

Fia et al. (2011) observaram concentrações superiores de nitrogênio e fósforo na matéria seca do tifton-85 cultivado em SACHs (4,5 e 0,9 dag kg⁻¹). Também foi observado valor superior para o nitrogênio e próximos para o fósforo na matéria seca da taboa (3,1 e 0,3 dag kg⁻¹). No entanto, a taboa apresentou crescimento bastante reduzido e a produção de biomassa limitada, o que pode ter aumentado a concentração nas folhas da taboa.

Loures et al. (2006) e Queiroz et al. (2004) obtiveram concentrações foliares de fósforo, em capim tifton-85, superiores às encontradas neste trabalho, tendo esses autores obtido, respectivamente, concentrações de 0,46 dag kg⁻¹ e 0,35 dag kg⁻¹. No entanto, o cultivo foi no solo, em rampas de tratamento de esgoto doméstico e efluente da suinocultura, respectivamente.

Deve-se destacar que a extração de nutrientes das águas residuárias pelas plantas não se dá apenas em função da concentração dos nutrientes na parte aérea a ser removida do sistema de tratamento, mas também em função da produção de biomassa. Para comparar a capacidade de extração das espécies, foi calculada a extração diária de N e P em cada sistema com base na concentração e na biomassa produzida (Figura 3).

Para o capim tifton-85 nota-se que a extração de N foi significativamente maior ($p < 0,05$) nos dois cortes intermediários (Tabela 6). Provavelmente, no primeiro houve influência da fase de adaptação e desenvolvimento inicial das mudas com menor produção de biomassa, pois as concentrações foliares foram iguais ou superiores às dos demais cortes. No corte 4, as plantas ainda mais jovens que nos demais cortes apresentaram menores concentrações, exceto para o S1, e menor biomassa produzida. A maior extração em S1 contribuiu para que o corte 4 fosse semelhante aos cortes 2 e 3 ($p > 0,05$). A extração média de N pelo tifton-85 foi de 2 a 3 vezes superior à extração pela taboa.

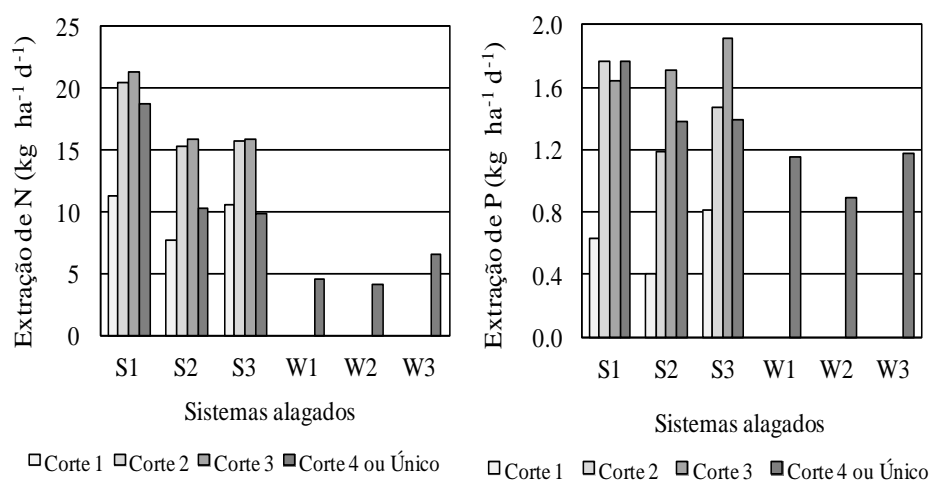


Figura 3 Valores médios de remoção ($\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$) de nitrogênio (N) e fósforo (P) pelo capim tifton-85 e pela taboa, em diferentes cortes, cultivados nos sistemas alagados construídos de escoamento vertical (S) e horizontal (W)

Tabela 6 Valores médios de extração de nitrogênio (N) e Fósforo (P) em cada corte da vegetação realizado para os diferentes sistemas alagados obtidos durante a realização do experimento

Cortes	N	P
1	9,86A	0,62A
2	17,16B	1,47B
3	17,65B	1,76B
4	12,97AB	1,51B
Único	5,10	1,07

Valores de extração em $\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$; cortes 1, 2, 3 e 4 realizados no capim tifton-85 e corte único realizado na taboa. Para as mesmas variáveis, médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna não diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade. Não foi realizada avaliação estatística para a taboa por ter sido realizado apenas um corte.

Quanto ao fósforo houve variação entre os diferentes cortes e sistemas (Figura 3). Apenas o primeiro corte foi significativamente menor ($p < 0,05$) que os demais (Tabela 6). Além da influência da fase de adaptação e desenvolvimento inicial das mudas com menor produção de biomassa, o menor aporte de nutrientes na primeira fase do experimento pode ter contribuído para a menor extração de P no corte 1. A extração de P pela taboa foi cerca de 70% da extração do tifton nos cortes 2, 3 e 4.

Matos, Freitas e Lo Monaco (2009) verificaram que o tifton-85 cultivado em SACHs utilizados no tratamento de efluentes da suinocultura foi capaz de extrair em diferentes cortes entre 5 e 6 $\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$ de N e entre 0,7 e 1,2 $\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$ de P. valores inferiores ao observados neste trabalho. Os autores obtiveram valores próximos aos obtidos neste trabalho para a taboa que foi capaz de extrair em diferentes cortes entre 4 e 5 $\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$ de N e entre 0,5 e 1 $\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$ de P.

Baseando-se no aporte de nitrogênio e fósforo aos sistemas (Tabela 1) e na extração média, em todos os cortes, de nitrogênio pelo tifton-85 e pela taboa (14,41 e 5,10) e de fósforo pelas duas espécies (1,34 e 1,07), verifica-se que o tifton-85 e taboa foram capazes de extrair 5,0 e 4,6% do nitrogênio e 5,4 e 11,2% do fósforo aportados aos sistemas.

Matos, Freitas e Lo Monaco (2009) observaram que o tifton-85 removeu em média 5,3 e 3,2% do N e P e a taboa 4,5 e 2,3% do N e do P aportados aos sistemas horizontais avaliados por eles. Os valores extraídos neste trabalho foram próximos aos de N observados por Matos, Freitas e Lo Monaco (2009), no entanto os de fósforo foram superiores. Fia et al. (2011) obtiveram valores reduzidos de extração de nutrientes pela taboa em função da baixa produção de biomassa (0,8 e 0,05 kg ha⁻¹ d⁻¹ de N e P). Já para o tifton-85 os valores também foram inferiores ao observados neste trabalho, porém mais próximos (4,2 e 0,8 kg ha⁻¹ d⁻¹ de N e P).

Pode-se considerar que as extrações de N e P pela taboa e pelo capim tifton-85 neste trabalho são relativamente pequenas quando avaliamos o aporte total destes nutrientes, no entanto estão próximos aos valores observados na literatura.

3.3 Remoção de micronutrientes

As maiores concentrações foliares de cobre (Cu) ocorreram no segundo corte do tifton-85 enquanto as maiores concentrações de zinco (Zn) foram observadas no corte 4. As concentrações de Cu nas folhas do tifton-85 foram da ordem de 1,5 a 2 vezes superiores à observadas na folha da taboa, enquanto as concentrações de Zn foram de 2 a 3 vezes superiores (Tabela 7).

Exceto para o primeiro corte do tifton-85, em que as concentrações em todos os sistemas verticais (S) foram inferiores, nos demais cortes não se

verificou tendência quanto à remoção de Cu e Zn e as cargas orgânicas aplicadas. A taboa cultivada nos sistemas horizontais apresentou menor concentração tanto de cobre quanto de zinco em W2 (Figura 4).

Tabela 7 Concentração média de cobre (Cu) e zinco (Zn) na parte aérea do capim tifton-85 coletada nos diferentes cortes e nas folhas da taboa coletadas em um único corte no final do experimento

Sistemas	Cu	Zn	Cu	Zn	Cu	Zn	Cu	Zn	Sistemas	Cu	Zn
	Corte 1		Corte 2		Corte 3		Corte 4			Corte único	
S1	7,0	91,9	13,9	87,1	8,8	76,6	11,3	129,3	W1	5,4	59,3
S2	7,3	88,6	12,9	90,4	13,5	113,9	11,3	133,6	W2	5,2	40,0
S3	7,0	75,4	10,0	81,2	6,7	73,8	9,8	145,2	W3	4,7	67,5

S – sistemas alagados verticais; W – sistemas alagados horizontais; valores em mg kg^{-1} na matéria seca.

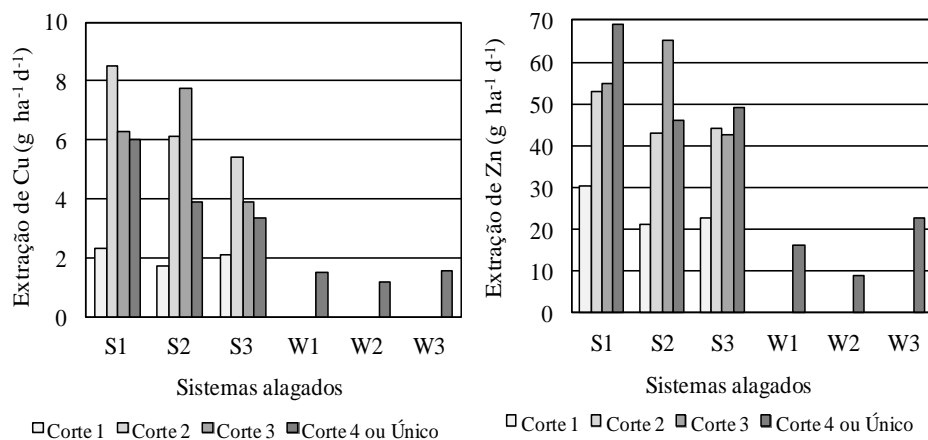


Figura 4 Valores médios de remoção ($\text{g ha}^{-1} \text{d}^{-1}$) de cobre (Cu) e zinco (Zn) pelo capim tifton-85 e pela taboa, em diferentes cortes, cultivados nos sistemas alagados construídos de escoamento vertical (S) e horizontal (W)

Fia et al. (2011) obtiveram concentrações bastante superiores de Cu e Zn que aquelas observadas neste trabalho. Para o tifton-85 foram observadas concentrações de 113 e 235 mg kg⁻¹ de Cu e Zn, e para a taboa, 42 e 464 mg kg⁻¹ de matéria seca, das plantas cultivadas em SACHs utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. Sasmaz, Obek e Hasar (2008), ao avaliarem plantas de taboa que se desenvolveram em sistemas alagados naturais que recebiam esgotos domésticos, na Turquia, obtiveram concentrações foliares de 30 e 215 mg kg⁻¹ de Cu e Zn.

Avaliando-se a capacidade de extração das espécies vegetais, verifica-se na Tabela 8 que, semelhante ao ocorrido para o nitrogênio, a extração de Cu e Zn foi significativamente maior ($p < 0,05$) nos cortes finais do tifton-85. A capacidade de extração de Cu pela taboa foi de 3 a 4,5 vezes menor que pelo tifton-85, para o Zn foi de 3 a 3,5 vezes menor, comparando-se os cortes 2, 3 e 4, quando já havia estabilidade no desenvolvimento da vegetação.

Tabela 8 Valores médios de extração de cobre (Cu) e zinco (Zn) em cada corte da vegetação realizado para os diferentes sistemas alagados obtidos durante a realização do experimento

Cortes	Cu	Zn
1	2,05A	24,78A
2	6,67B	46,69AB
3	5,97B	54,22B
4	4,42AB	54,75B
Único	1,41	16,04

Valores de extração em g ha⁻¹ d⁻¹; cortes 1, 2, 3 e 4 realizados no capim tifton-85 e corte único realizado na taboa. Para as mesmas variáveis, médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna não diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade. Não foi realizada avaliação estatística para a taboa por ter sido realizado apenas um corte.

Matos, Freitas e Lo Monaco (2009) verificaram que a taboa extraiu até 0,9 e 20 g ha⁻¹ d⁻¹ de Cu e Zn, enquanto o tifton-85 até 0,4 e 57 g ha⁻¹ d⁻¹, respectivamente, em SACHs utilizados no tratamento da ARS. Fia et al. (2011) também em SACHs utilizados no tratamento da ARS obtiveram extrações da ordem de 2 e 8 g ha⁻¹ d⁻¹ para Cu e Zn pela taboa e 12 e 21 g ha⁻¹ d⁻¹ para o tifton-85.

Os valores de extração observados neste trabalho foram similares aos observados por Fia et al. (2011) e Matos, Freitas e Lo Monaco (2009). As extrações são influenciadas pelas quantidades aplicadas aos sistemas e pelas condições ambientais impostas às plantas. Assim, mesmo não se avaliando a carga aportada aos sistemas de Cu e Zn, acredita-se que as plantas foram capazes de remover apenas uma pequena parte das quantidades lançadas nos sistemas, como verificado por Matos, Freitas e Lo Monaco (2009). Esses autores verificaram que taboa e tifton-85 removeram 0,06 e 0,05% do Cu e 2,2 e 3,2% do Zn aportado aos sistemas.

4 CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos, pode-se concluir que:

- a) O capim tifton-85 e a taboa se adaptaram bem aos sistemas alagados de escoamento vertical e horizontal, respectivamente, utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura; e às cargas orgânicas e de nutrientes aplicadas apresentando bom desempenho agrônômico em termos de produtividade e extração de nutrientes;
- b) A produtividade média de matéria seca do tifton-85 obtida em cada sistema alagado vertical em três cortes com intervalo de 60 dias cada variou entre 14,25 e 42,89 t ha⁻¹, enquanto a matéria seca produzida pela taboa cultivada nos sistemas alagados horizontais em um único corte após 200 dias de cultivo variou entre 45,49 e 67,43 t ha⁻¹;
- c) O capim tifton-85 foi a espécie vegetal que apresentou maior capacidade extratora de nutrientes, chegando a extrair até 17,65 e 1,76 kg ha⁻¹ d⁻¹ de nitrogênio e fósforo e 6,67 e 54,75 g ha⁻¹ d⁻¹ de cobre e zinco;
- d) A taboa extraiu até 5,10 e 1,07 kg ha⁻¹ d⁻¹ de nitrogênio e fósforo;
- e) 1,41 e 16,04 g ha⁻¹ d⁻¹ de cobre e zinco;
- f) Do aporte total de nutrientes aos sistemas a taboa e o tifton-85 foram capazes de remover 5 e 4,6% do nitrogênio e 11,2 e 5,4% do fósforo aportado aos sistemas.

REFERÊNCIAS

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

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 Sanitaria e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 3, p. 266-272, 2007.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Water Science and Tecnology**, London, v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997.

CHAGAS, R. C. **Utilização de lírio amarelo (*Hemerocallis flava*) em sistemas alagados construídos para tratamento de esgoto doméstico**. 2008. 66 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2008.

DALLAS, S.; HO, G. Subsurface flow reedbeds using alternative media for the treatment of domestic greywater in Monteverde. **Water Science and Technology**, London, v. 51, n. 10, p. 119-28, 2005.

DALMAGO, G. A. et al. Evapotranspiração máxima da cultura de pimentão em estufa plástica em função da radiação solar, da temperatura, da umidade relativa e do déficit de saturação do ar. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 36, n. 3, p. 785-792, 2006.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 35, n. 6, p. 1039-1042, 2011.

FIA, F. R. L. et al. Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 77-89, 2011.

FIA, F. R. L. **Modelos de remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados construídos**. 2009. 146 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2009.

FIA, R. et al. 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, MG, v. 16, n. 4, p. 436-436, 2008.

FIA, R. et al. Desempenho de sistemas alagados no tratamento de águas residuárias do processamento dos frutos do cafeeiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 12, p. 1323-1329, 2010.

GERSBERG, R. M. et al. Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. **Water Research**, New York, v. 20, n. 3, p. 363-368, 1986.

HENCH, K. et al. Fate of physical, chemical, and microbial contaminants in domestic wastewater following treatment by small constructed wetlands. **Water Research**, New York, v. 37, n. 4, p. 921-927, 2003.

JERSZURKI, D.; SOUZA, J. L. M. Estimativa da temperatura média diária do ar em distintas regiões brasileiras empregando métodos alternativos. **Scientia Agraria**, Curitiba, v. 11, n. 5, p. 407-416, 2010.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment wetlands**. Boca Raton: CRC, 2008. 1016 p.

KARATHANASIS, A. D.; POTTER, C. L.; COYNE, M. S. Vegetation effect on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 20, n. 2, p. 57-69, 2003.

KASEVA, M. E. Performance of a sub-surface flow constructed wetland in polishing pre-treated wastewater: a tropical case study. **Water Research**, New York, v. 38, n. 3, p. 681-687, 2004.

LEOPOLDO, P. R.; GUIMARÃES, A. B.; PIEDADE, A. R. Emprego de plantas aquáticas em sistema integrado de tratamento de esgoto de pequena comunidade rural. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: ABES, 2000. 1 CD-ROM.

LOURES, A. P. S. et al. Remoção de fósforo em sistema de tratamento de esgoto doméstico, por escoamento superficial. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 3, p. 706-714, 2006.

MARA, D. To plant or not to plant? Questions on the role of plants in constructed wetlands. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS, 6.; INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 9., 2004, Avignon, France. **Proceedings...** Avignon: IWA/Astee, 2004. 1 CD-ROM.

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.

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, 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. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 5, n. 2, p. 119-132, 2010.

MAZZOLA, M.; ROSTON, D. M.; VALENTIM, M. A. A. Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Taubaté, v. 9, n. 2, p. 276-283, 2005.

MBULIGWE, S. E. Comparative effectiveness of engineered wetland systems in the treatment of anaerobically pre-treated domestic wastewater. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 23, n. 4/5, p. 269-84, 2004.

MEIRA, C. M. B. S. et al. Performance of horizontal subsurface flow constructed wetlands vegetated with rice treating a sewage polluted surface water. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS, 6.; INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 9., 2004, Avignon, France. **Proceedings...** Avignon: IWA/Astee, 2004. 1 CD-ROM.

MITCHELL, D. S.; PIETERSE, A. H.; MURPHY, K. J. Aquatic plant problems and management in Africa. In: PIETERSE, A. H.; MURPHY, K. J. **Aquatic weeds**. New York: Oxford Science, 1994. p. 341-354.

NUNES, Y. R. F. et al. Aspectos ecológicos da aroeira (*Myracrodruon urundeuva* Allemão - Anacardiaceae): fenologia e germinação de sementes. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 32, n. 2, p. 233-243, 2008.

OLIVEIRA, M. A. et al. Rendimento e valor nutritivo do capim-tifton 85 (*Cynodon* spp.) em diferentes idades de rebrota. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Brasília, v. 29, n. 6, p. 1949-1960, 2000. Suplemento 1.

PEREIRA, E. L. et al. Eficiência de um sistema de reatores anaeróbios no tratamento de efluentes líquidos de suinocultura. **Acta Scientiarum. Technology**, Maringá, v. 33, n. 3, p. 287-293, 2011.

QUEIROZ, F. M. et al. Características químicas do solo e absorção de nutrientes por gramíneas em rampas de tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Revista Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v. 12, n. 2, p. 77-90, 2004.

SANGOI, L. et al. Volatilização de N-NH₃ em decorrência da forma de aplicação de uréia, manejo de resíduos e tipo de solo, em laboratório. **Ciência Rural**, Maringá, v. 33, n. 4, p. 178-187, 2003.

SANTOS, D. R.; GATIBONI, L. C.; KAMINSKI, J. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 38, n. 2, p. 34-61, 2008.

SASMAZ, A.; OBEK, E.; HASAR, H. The accumulation of heavy metals in *Typha latifolia* L. grown in a stream carrying secondary effluent. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 33, n. 1, p. 278-284, 2008.

SILVA, F. C. (Ed.). **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. rev. ampl. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2009. 627 p.

SILVA, L. S.; RANNO, S. K. Calagem em solos de várzea e a disponibilidade de nutrientes na solução do solo após o alagamento. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 5, p. 156-179, 2005.

SOUSA, J. T. et al. 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.

SOUSA, J. T. et al. A. Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas “wetlands” construídos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Taubaté, v. 4, n. 1, p. 87-91, 2000.

SOUZA, T. J.; COSENTINO, S. R. P.; GUIMARAES, A. V. A. Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas “wetlands” construídos. **Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 4, n. 1, p. 87-91, 2000.

TANNER, C. C. Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. **Water Science Technology**, London, v. 44, n. 11/12, p. 9-17, 2001.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECT AGENCY. **Manual constructed wetlands for municipal wastewater treatment**. Cincinnati, Ohio, 2000. EPA/625/R-99/010. Disponível em:
<<http://www.epa.gov/ORD/NRMRL>>. Acesso em: 05 out. 2008.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: first 2 years of operation. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 37, n. 6, p. 90-98, 2008.

WETLAND INTERNATIONAL. **The use of constructed wetlands for wastewater treatment**. Malaysia Office, 2003. Disponível em:
<<http://www.wetlands.org/pubs&/ConstructedWetlands.htm>>. Acesso em: 12 maio 2012.