



DANIEL COELHO FERREIRA

**PÓS - TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA
DA SUINOCULTURA EM SISTEMAS
ALAGADOS CONSTRUÍDOS COMBINADOS**

LAVRAS - MG

2012

DANIEL COELHO FERREIRA

**PÓS - TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DA SUINOCULTURA
EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS COMBINADOS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, área de concentração em Saneamento Rural, para a obtenção do título de Doutor.

Orientador

Prof. Claudio Milton Montenegro Campos, PhD

LAVRAS - MG

2012

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

Ferreira, Daniel Coelho.

Pós-tratamento de água residual da suinocultura em sistemas alagados construídos combinados/ Daniel Coelho Ferreira. –
Lavras : UFLA, 2012.

227 p. : il.

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Lavras, 2012.

Orientador: Claudio Milton Montenegro Campos.

Bibliografia.

1. Águas residuárias. 2. Reúso. 3. Wetlands. 4. Nitrogênio. 5. Fósforo. 6. Arroz. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 628.162

DANIEL COELHO FERREIRA

**PÓS - TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DA SUINOCULTURA
EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS COMBINADOS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, área de concentração em Saneamento Rural, para a obtenção do título de Doutor.

APROVADA em 28 de Setembro de 2012.

Prof. Dr. Ronaldo Fia (Coorientador)

Prof. Dr. Antonio Teixeira de Matos

Prof. Dr. Alberto Colombo

Profa. Dra. Fátima Resende Luiz Fia

Prof. Claudio Milton Montenegro Campos, PhD
Orientador

LAVRAS - MG

2012

Ao Senhor Yaweh. *Soli Deo Gloria.*

A minha mãe Kátia Maria Maia Coelho pelo amor,
dedicação e ensino. Não há vitória sem luta!

DEDICO

AGRADECIMENTOS

À Deus, pelo amor incondicional, e pela salvação em Cristo Jesus, quem nos tirou do império das trevas para o Reino do Filho do seu amor (Cl.), pela força, segurança e ensino.

À minha mãe Kátia Maria Maia Coelho, por tudo que me ensinou, pelo que enfrentamos para chegar até aqui, pelas lutas, pelas conquistas, pelas dores, pelos conselhos, pela educação, e muito mais, que não caberia em poucas frases.

À minha auxiliadora, amiga, amante, mulher, Bárbara da Silva Libeck por toda a dedicação e amor dedicado a nós.

À minha família toda. Meu pai Luiz Fernando da Silva Ferreira e minha irmã Carolina de Araújo Ferreira. Meus avós Daniel Gonçalves Coelho e Shyrlea Maia Coelho e Vera Lucia da Silva Ferreira (*in memoriam*), meus tios Leonardo Gonçalves Coelho, Bernardo Gonçalves Coelho Neto, Teresa Maria Coelho Guterres, Elizabeth Martins, Lucia da Silva Ferreira e Marcio Laerte da Silva Ferreira e Maria Angélica Parente. Meus primos Bruna Martins Coelho, Joana Coelho Guterres, Marcos Coelho Guterres, André Coelho Guterres, Flavia Vidinha, Gabriel Vidinha e Pedro Parente. Também ao Grimaldino Barbosa.

À família Libeck, em especial ao Renato Libeck, Maria da Silva Libeck (Mariinha), Rehnan Libeck e Paula Libeck.

Ao meu orientador, amigo e irmão Claudio Milton Montenegro Campos, por todo aprendizado, ensino e compartilhamento. Pela confiança em meu trabalho. Ao meu co-orientador Prof. Ronaldo Fia, pelas conversas, correções, aprendizado e paciência.

Ao amigo e pastor Dirceu Virgilino e sua esposa Gilma, pelo acompanhamento espiritual, amizade, convivência e companheirismo. Sempre de portas abertas para esse “filho”. Obrigado meus “pais” pelo amor e carinho. Deus é com vocês!

Aos amigos que sempre participaram de minha vida, nos momentos de alegria e de tristeza. Amigos de república, Cristino, Renato, Nonoty, Diego, Djony, Quim e Daniel, Matheus Bornelli e Mateus Castro (Teteu). Ao pessoal da Primeira Igreja Presbiteriana de Lavras (IPL), em especial ao Rev. David Cestavo, pelo ensino e aprendizado nesses dois anos. Ao amigo Célio Moreira Ricardo. Ao Tiago (Jimmy) pelos desabafos e pelos “choros” e ao Paulo Sorriso (Gera). Aos amigos da Sara, Bené, Tayriane, Graciela, Raquel (Japa), Carlos, Maria Luiza, Pr. Paulo por toda ajuda, apoio psicológico e palavras de Deus para minha vida.

Aos amigos de longe e de perto. De Iguatama, Formiga, Lavras, Bom Jesus e Niterói. Alguns muito especiais: Mayra, Maritza, Lizia, Lucas, Thalles, Tales, Fabrine, Vinicius, Caíque, Bruno, Josie, Clayton (preto), Everton Firmino, Mariana Assis, Mariana Cotta, Shy, Amanda (UFV-UFLA), Uemerson, Keila Lopes, Junia Garcia, Francisco Natal (Xicão), Gustavo (Dedo), Toni, Michel, Jackson, Vilela, Meire (mãe), Juarez e Rosa, Marcus (Kung Fu) e tantos outros. Aos amigos da ABU-Pós, que estão e que já se foram de Viçosa.

Aos bolsistas e estagiários que de alguma forma auxiliaram nesse trabalho: Fabiana de Amorim, Marcus Vinicius, Cynthia Oliveira, Ana Augusta, Fernando Vilas Boas, Mariana Rezende, Débora Emboaba. Ao Wesley (Snipes) e ao Alex, pelo apoio no laboratório e em campo na condução dos experimentos. Ao Erlon Lopes também pelas discussões e contribuições pertinentes em análises e nos trabalhos práticos.

Aos amigos de estudo e pesquisa: Mário Matangue, Waina Junqueira, Regina Vilas Boas, João José da Silva, Eduardo Oliveira, Arionaldo e outros. Obrigado pela convivência e aprendizado.

Aos professores do programa de recursos hídricos, pelo apoio durante os trabalhos, pelo ensino e pela convivência durante esses anos de doutorado. Em

especial, ao prof. Luiz Lima, Alberto Colombo, Jacinto Assunção, Fernando Coutinho, Ronaldo Fia, Fátima Fia, Elio Lemos e Fátima Rezende.

Ao prof. Antonio Teixeira de Matos, por mais uma vez fazer parte de minha formação profissional. Obrigado pela presença, conselhos pessoais, profissionais e ensino.

À Universidade Federal de Lavras (UFLA), pela estrutura, corpo docente e aprendizado.

Ao Instituto Federal Fluminense (IFF) campus Bom Jesus do Itabapoana, e aos amigos e colegas professores e servidores, bem como aos meus alunos, pelo agradável ambiente de trabalho, convivência, amizade e trabalho.

À Fundação de Amparo a pesquisa do Estado de Minas Gerais, FAPEMIG, pela bolsa.

Aos professores José Maria Lima (DCS) pelas conversas e contribuição, além do auxílio na leitura de amostras através da disponibilização de equipamentos. Ao Alisson Lucrécio, pelas conversas e discussões. Ao prof. Delly Oliveira pela ajuda na estatística. Também, aos amigos Thalita Prado, Adriana e Iábíta Fabiana pela assistência na parte estatística. Sua ajuda foi importantíssima.

Ao professor Antonio Alves Soares (DAG) e ao Janir (EPAMIG), pela ajuda com as sementes de arroz e no processamento da colheita.

A todos aqueles que de alguma forma contribuíram para a execução e finalização deste trabalho, muito obrigado.

E sabemos que todas as coisas contribuem juntamente para o bem daqueles que amam a Deus, daqueles que são chamados segundo o seu propósito. Rm. 8.28

[..] .pois conheço Aquele em quem confio e tenho certeza de que Ele é capaz de guardar em segurança tudo quanto eu Lhe dei até o dia da sua volta. 2 Tm 1.12

Àquele que é capaz de fazer infinitamente mais do que tudo o que pedimos ou pensamos, de acordo com o seu poder que atua em nós, a ele seja a glória na igreja e em Cristo Jesus, por todas as gerações, para todo o sempre! Amém! Ef. 3.20-21

Todavia, como está escrito: "Olho nenhum viu, ouvido nenhum ouviu, mente nenhuma imaginou o que Deus preparou para aqueles que o amam", mas Deus o revelou a nós por meio do Espírito. 1 Co. 2.9-10

“Não sabendo que era impossível, foi lá e fez.”
Jean Cocteau

BIOGRAFIA

DANIEL COELHO FERREIRA, filho de Kátia Maria Maia Coelho e Luiz Fernando da Silva Ferreira, nasceu em Niterói, RJ, em 13 de fevereiro de 1982.

Em 1999, concluiu o segundo grau no Colégio Nossa Senhora da Assunção, Niterói (RJ). Em fevereiro de 2000 matriculou-se no Curso de Agronomia da Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Viçosa, MG, graduando-se em Junho de 2005.

Em março de 2004, foi aprovado no Programa CAPES/FIPSE, e obteve uma bolsa de estudos na University of Florida, Flórida, Estados Unidos, onde cursou um semestre letivo (Fall 2004). Durante a graduação foi monitor de duas disciplinas: Hidráulica e Irrigação, por três semestres. Atuou como professor de Inglês no Real English Center, em Viçosa-MG por 3 anos.

Em agosto de 2005, ingressou no Programa de Pós-Graduação, em nível de mestrado, em Engenharia Agrícola, área de concentração em Recursos Hídricos e Ambientais, da UFV, submetendo-se à defesa de tese em fevereiro de 2008. Neste mesmo ano, ingressou na Fertilizantes Heringer S. A., lotado na Unidade de Iguatama – MG.

Em fevereiro de 2009 tornou-se professor do Centro Universitário Formiguense – UNIFOR-MG, em Formiga, lecionando diversas disciplinas. Em agosto de 2009, foi aprovado para cursar doutorado na Universidade Federal de Lavras (UFLA), no departamento de Engenharia Agrícola. Neste mesmo ano, participou do curso de pós-graduação *Water and Health*, curso internacional oferecido pelo MASHAV, ministrado na Universidade Hebraica de Jerusalém (The Hebrew University of Jerusalém – HUJI), Campus na cidade de Rehovot, Israel entre os meses de outubro e novembro.

Em março de 2010 ingressou no programa de doutorado em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, na UFLA, sendo orientado pelo Prof. Claudio Milton Montenegro Campos, submetendo-se à defesa em setembro de 2012, obtendo o título de *Doctor Scientiae* em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, pela Universidade Federal de Lavras.

Desde 2009, vem atuando como instrutor da Formação Profissional Rural (FPR) no SENAR-MG, ministrando cursos a produtores e trabalhadores rurais nas áreas de irrigação e aplicação de agrotóxicos.

Em agosto de 2011 foi convocado para o cargo de professor do Instituto Federal Fluminense (IFF), Campus Bom Jesus do Itabapoana, para atuar na área de Engenharia Agrícola. Desde então, atua como docente para os cursos técnicos em agropecuária, agroindústria e superior em Ciência e tecnologia de Alimentos.

RESUMO GERAL

Neste estudo foram avaliados sistemas alagados construídos (SAC's) híbridos, compostos por SAC de escoamento vertical (SACV) seguido por SAC de escoamento horizontal (SACH) no pós-tratamento da água residuária da suinocultura (ARS). O capítulo I aborda a dinâmica do nitrogênio (N) nos. As cargas de N aplicadas aos SAC's foram ($\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$): 11,5 – W1 e W2, 13,6 – W3 e 11,2 – W4. As eficiências de remoção de N foram entre 44 e 73 %. Os SAC's híbridos se mostraram eficientes na nitrificação, nos SACV, seguida da desnitrificação nos SACH. No capítulo II, o foco é o elemento fósforo (P). Foram utilizados filtros nos SAC's horizontais para melhorar a adsorção de P e contribuir para melhor eficiência dos sistemas. As cargas de P ($\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$) aplicadas foram: 10,4 – W1 e W2, 11,8 – W3 e 9,8 – W4. Os SAC's apresentaram eficiências entre 7 e 31% na redução do P aplicado, sendo que os sistemas com filtros de argila apresentaram maiores eficiências iniciais, que se reduziram posteriormente. O capítulo III traz informações a respeito do desempenho das culturas implantadas nos SAC's, arroz (*Oryza sativa*) e tiririca (*Cyperus rotundus*). A presença das plantas foi fundamental na remoção de nutrientes diversos. As produtividades variaram entre 27 e 5990 kg ha^{-1} . A ARS forneceu nutrientes acima das quantidades recomendadas para o cultivo do arroz irrigado. Nenhuma contaminação por coliformes fecais foi encontrada nos grãos de arroz, contudo, alguns metais apresentaram elevados teores nas folhas, o que pode representar riscos de contaminação. O capítulo IV discute características hidráulicas dos SAC's. Foram fitos testes com traçador LiCl e a curva concentração x tempo (CxT) indicou que houve dispersão nos SAC's. Houve grande redução da condutividade hidráulica saturada (K_0) devido principalmente à colmatação do meio pela areia utilizada sobre a brita. O TDH real se mostrou bem inferior ao TDH teórico, com redução de até 91%. Os sistemas apresentaram baixa eficiência hidráulica, e baixos valores de d e D , indicando baixa dispersão axial, que, contudo deve ter ocorrido em função de processos advectivos e dispersivos sob condições estacionárias ou de escoamento laminar. A presença de zonas mortas e caminhos preferenciais também influenciaram na redução do TDHr dos SAC's. Por fim, conclui-se que o efluente dos SAC's não deve ser lançado em corpos hídricos, mas o reúso pode ser feito no solo, para fertirrigação de culturas agrícolas, por ainda conter teores satisfatórios de nutrientes essenciais aos cultivos agrícolas.

Palavras-chave: Sistemas alagados construídos (SAC's). Água residuária da suinocultura. reúso.

ABSTRACT

This work evaluated hybrid constructed wetlands, composed by a vertical flow wetland (VW) followed by a horizontal (HW) flow wetland, treating swine wastewater. The Chapter I focus in Total Kjeldahl Nitrogen (NTK). Regarding the TKN removal, the systems had efficiencies ranging from 44 to 73%. The VW promoted ammonium oxidation to nitrite and nitrate, named nitrification and promoted suitable conditions for denitrification to take place on the HW. In the Chapter II, P removal is discussed. The VW presented low efficiency, of 12%, basically associated to oxidation of organic-P to orthophosphate. The combined efficiencies ranged from 7 to 31%. Initially, the ones containing oxisol filters had higher removal rates. We recommend testing other substrates with high P adsorption capacity and increase hydraulic detention times or alternation of saturation and drainage periods in order to enhance phosphorus removal rates. Regarding the plants in the wetlands, the Chapter III describes the satisfactory growth and development of both plants, rice (*Oryza sativa*) e tiririca (*Cyperus rotundus*). Rice yields varied from 27 to 5990. kg ha⁻¹. The swine wastewater provided good fertilization in rates that were higher than the crop requirements. No contamination with fecal or total coliforms was found on rice grains, though, some heavy metals presented high concentration in leaves, which may pose human healthy risks. Tracer testes were conducted to evaluate hydraulic characteristics of the wetlands. LiCl was applied in pulse and samples were collected each minute meanwhile there was water flowing from the outlet. The Concentration x Time (CxT) curve shaped as various small plug flow curves and presented peaks and also a long tail, which suggests presence of dead zones. All the systems evidenced significant reductions in the saturated hydraulic conductivity (Ko) more likely to clogging of the rock medium by sand. The actual HRT was quite lower the theoretical HRT, with reductions of almost 91. The flow pattern could be assumed to be plug flow with low dispersion. The hydraulic efficiency was low, mostly due to the small ratio Length/Width (L/W). The systems presented low *d* and *D* values, evidencing therefore low axial dispersion, which still have occurred due to advective and dispersive processes. The presence of dead zones and short circuits have also contributed to the reductions in the wetlands actual HRT. However, the systems efficiency in treating swine wastewater was significant.

Key words: wetlands. Swine wastewater. Reuse.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 2

Figura 1	Vista da área experimental do DEG próximo à lagoa da Zootecnia	52
Figura 2	Detalhe do filtro inserido nos sistemas wetlands ainda em fase montagem	55
Figura 3	Esquema dos sistemas alagados construídos de escoamento vertical (SACV)	58
Figura 4	Sistemas alagados construídos de escoamento horizontal (SACH) .	59
Figura 5	Teores de Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK) nos efluentes dos SAC's	66
Figura 6	Teores de amônio (NH_4^+) nos efluentes dos SAC's	66
Figura 7	Teores de Nitrato (NO_3^-) nos efluentes dos SAC's	67
Figura 8	Teores de Nitrito (NO_2^-) nos efluentes dos SAC's	67

CAPÍTULO 3

Figura 1	Vista de parte da área experimental do DEG próximo à lagoa da Zootecnia	106
Figura 2	Detalhe do filtro inserido nos sistemas wetlands ainda em fase inicial de operação.....	108
Figura 3	Sistemas alagados construídos verticais	111
Figura 4	Sistemas alagados construídos vertical e horizontal.....	112
Figura 5	Concentração de fósforo total afluente e efluente nos SAC's.....	120
Figura 6	Teores de P na ARS afluente e nos efluentes de W1 (LVd) e W3 (controle)	123
Figura 7	Teores de P na ARS afluente e nos efluentes de W2 (LVA) e W3 (controle)	123

Figura 8	Teores de P na ARS afluyente e nos efluentes de W1 (LVd) e W2 (LVA)	124
Figura 9	Concentrações de PO_4^{3-} afluentes e efluentes nos sistemas wetlands	125
Figura 10	Teores de sólidos totais (ST) no afluyente e efluente dos sistemas alagados construídos.....	133

CAPÍTULO 4

Figura 1	Vista da área experimental do DEG próximo à lagoa da Zootecnia	147
Figura 2	Sistemas wetlands sendo preenchidos e detalhe do filtro inserido nos sistemas horizontais	150
Figura 3	Sistemas alagados construídos verticais	151
Figura 4	Sistemas alagados construídos	152
Figura 5	Condição das plantas durante o período inicial de monitoramento dos wetlands.....	158
Figura 6	Ataque de pragas e doenças às plantas no estágio inicial de implantação da cultura e desenvolvimento de algas no W4	160
Figura 7	Sintomas de ataques de pulgão das raízes (a), e fêmea adulta (b)..	161
Figura 8	Condição inicial (esquerda) e após (direita) o desenvolvimento da tiririca (<i>C. rotundus</i>) no W4.....	163
Figura 9	Variação de vazão nos sistemas wetlands.....	164
Figura 10	Sistemas alagados construídos durante o primeiro ciclo	169
Figura 11	Sistemas alagados construídos no segundo ciclo	171

CAPÍTULO 5

Figura 1	Vista de parte da área experimental do próximo à lagoa da Zootecnia	197
----------	---	-----

Figura 2	Detalhe do filtro inserido nos sistemas wetlands ainda em fase montagem	200
Figura 3	Sistemas alagados construídos verticais	201
Figura 4	Sistemas alagados construídos	202
Figura 5	Concentrações de Li^+ no SACH W1 e equação de ajuste da curva de regressão	210
Figura 6	Concentrações de Li^+ no SACH W2 e equação de ajuste da curva de regressão	211
Figura 7	Concentrações de Li^+ no SACH W3 e equação de ajuste da curva de regressão	211
Figura 8	Concentrações de Li^+ no SACH W4 e equação de ajuste da curva de regressão	212
Figura 9	Exemplo de dados de testes com traçadores em poços usando ^{82}Br (a) e ^3H (b)	213
Figura 10	Exemplo de resultado de teste com traçador em sistema com aplicação contínua	215

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 2

Tabela 1	Caracterização inicial dos latossolos utilizados nos SACH.....	64
Tabela 2	Concentrações médias de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) na ARS e nos efluentes dos wetlands vertical e horizontal, eficiências de remoção e carga de nitrogênio aplicada aos sistemas em função da vazão média	69
Tabela 3	Concentrações médias de nitrogênio em suas formas iônicas e pH no afluente e efluente dos sistemas	70
Tabela 4	Teores de elementos nos solos antes e depois do funcionamento dos sistemas wetlands.....	73
Tabela 5	Teor de nitrogênio foliar nas plantas cultivadas nos SAC's nos dois ciclos (C)	74
Tabela 6	Produtividade, produção de matéria seca e rendimento do arroz nos wetlands.....	82

CAPÍTULO 3

Tabela 1	Caracterização inicial dos latossolos utilizados nos SACH.....	117
Tabela 2	Concentração média de fósforo total e fosfato (mg L^{-1}) e respectivas eficiências de remoção durante o período experimental.....	118
Tabela 3	Teores de P e valores de P-Rem nos solos antes e após aplicação de ARS	127
Tabela 4	Produtividade, rendimento e produção de matéria seca do arroz (<i>Oryza sativa</i>) e tiririca (<i>Cyperus rotundus.</i>) em dois cultivos nos sistemas wetlands construídos para polimento da ARS.....	128
Tabela 5	Teores foliares de P para os dois cultivos	129

Tabela 6	Aporte total de P nos sistemas alagados construídos híbridos	130
----------	--	-----

CAPÍTULO 3

Tabela 1	Caracterização inicial dos latossolos utilizados nos SACH.....	156
Tabela 2	Valores médios de pH, condutividade elétrica e nutrientes no afluente dos wetlands, carga aplicada a cada sistema wetland e valores efluentes de pH e condutividade elétrica	166
Tabela 3	Recomendações de alguns nutrientes para a cultura do arroz.....	167
Tabela 4	Produtividade, produção de matéria seca e rendimento do arroz nos wetlands.....	170
Tabela 5	Teores foliares de elementos alguns nutrientes e metais nos dois ciclos produtivos	173

CAPÍTULO 5

Tabela 1	Equações ajustadas para os testes com traçadores e coeficientes de correlação	214
Tabela 2	Condutividade hidráulica saturada dos quatro sistemas combinados	216
Tabela 3	Tempos de concentração médios, variâncias estimadas e índice de dispersão de Morril para cada sistema wetland	217
Tabela 4	Números de dispersão (d) e coeficientes de dispersão (D) nos sistemas wetlands	219

LISTA DE SÍMBOLOS

^3H	trítio
^{82}Br	isótopo radioativo de Br
A	seção por onde se processa o fluxo
A/O	<i>phoredox</i>
A/O TM	anaeróbio/aeróbio somente
A ² O TM	anaeróbio/anóxico/aeróbio
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
Al	alumínio
Annamox	anaerobic ammonium oxidation
ANOVA	análise de variância
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
APHA	American Public Health Association
ARC	Atlanta Regional Commission
ARS	água residual da suinocultura
AR's	águas residuais
atm	atmosfera
AWWA	American Water Works Association
B	boro
Br ⁻	brometo
BRSMG	
'Curinga'	cultivar de arroz "Curinga"
C	concentração
C	concentração
C ₂₉ H ₂₉ N ₂ O ₅ Na ₂ C	
I	rodamina WT
Ca	cálcio

Ca(OH) ₂	hidróxido de cálcio
CaCO ₃	carbonato de cálcio
Cd	cádmio
CE	condutividade elétrica
CF	coliformes fecais
cm	centímetro
CO ₂	gás carbônico
COB	carga orgânica biológica
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
Cr	cromo
CT	coliformes totais
CTC	capacidade de troca catiônica
Cu	cobre
Cwa	clima subtropical úmido
d	dia
<i>d</i>	número de dispersão
D	coeficiente de dispersão
DBO	demanda bioquímica de oxigênio
DCS	Departamento de Ciências do Solo
DEG	Departamento de Engenharia
DQO	demanda química de oxigênio
dS	deciSiemens
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ET	evapotranspiração
EU	European Union
F ⁻	fluoreto
FAO	Food and Agriculture Organization
Fe	ferro

g	grama
H	hidrogênio
H + Al	acidez trocável
ha	hectare
HRT	hydraulic retention time
IDM	Índice de Dispersão de Morril
IPCC	Intergovernmental Panel for Climate Change
K	potássio
Kc	coeficiente de cultura
Kg	quilograma
Ko	condutividade hidráulica saturada
Ko _{AP}	condutividade hidráulica aparente do solo saturado
Kp	coeficiente do tanque classe A
L	litro
LAADEG	Laboratório de Análises de Água do Departamento de Engenharia
LiCl	cloreto de lítio
LVA	latossolo vermelho amarelo
LVd	latossolo vermelho distroférico
m	índice de saturação de alumínio
m	massa
m ²	metro quadrado
Mg	magnésio
mg	miligrama
min	minuto
mm	milímetros
Mn	manganês
MO	matéria orgânica

MS	matéria seca
N	nitrogênio
Na ⁺	sódio
Na ₂ CO ₃	carbonato de sódio
NaHCO ₃	bicarbonato de sódio
NC	necessidade de calagem
NH ₃	amônia livre
NH ₄ ⁺	amônio
Ni	níquel
NO ₂ ⁻	nitrito
NO ₃ ⁻	nitrato
NRC	National Research Council
NRCS	Natural Resources Conservation Service
NT	nitrogênio total
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
O	oxigênio
OD	oxigênio dissolvido
Orto-P	ortofosfato
P	fósforo
Pb	chumbo
PEAD	de polietileno de alta densidade
PET	politereftalado de etileno
pH	potencial hidrogeniônico
PhD	Philosophy doctor
PO ₄ ³⁻	fosfato
Poli-O	polifosfato
P-Org	fósforo orgânico
ppm	parte por milhão

P-Rem	fósforo remanescente
PROFERT MG	Programa interlaboratorial de controle de qualidade em análise de solo
PVC	policloreto de vinila
Q	vazão
R ²	coeficiente de determinação
RAC	reator anaeróbio compartimentado
RBP	remoção biológica de fósforo
S	enxofre
SAC's	sistemas alagados construídos
SACH-ESS	sistema alagado construído de escoamento subsuperficial
SACH-ES	sistema alagado construído de escoamento superficial
SB	soma de bases
SD	sólidos dissolvidos
SO ₄ ³⁻	sulfato
SRT	solids retention time
SS	sólidos suspensos
SST	sólidos suspensos totais
SVT	sólidos voláteis totais
t	capacidade de troca catiônica efetiva
T	capacidade de troca catiônica a pH 7,0
ton	tonelada
TAE	tanque de acidificação e equalização
TAH	taxa de aplicação hidráulica
t _c	tempo de concentração
TDH	tempo de detenção hidráulica
TDHr	tempo de detenção hidráulica real
TDHt	tempo de detenção hidráulica teórico

TRS	tempo de retenção de sólidos
UASB	reator anaerobio de manta de lodo
UCT	University of Cape Town
UFLA	Universidade Federal de Lavras
USDA	United States Department of Agriculture
USEPA	United States Environmental Protection Agency
V	índice de saturação por bases
V	volume
VBA	visual basic
W1	sistema alagado construído horizontal 1
W2	sistema alagado construído horizontal 2
W3	sistema alagado construído horizontal 3
W4	sistema alagado construído horizontal 4
WEF	Water Environment Federation
SACH	wetland horizontal
SACHO	World Health Organization
SACV	wetland vertical
x	distância ao longo do comprimento do reator
Zn	zinco
ΔV	elemento diferencial de volume
Δx	variação na distância
Δz	gradiente de potencial no meio
σ	desvio padrão
σ^2	variância

SUMÁRIO

	CAPÍTULO 1 Introdução Geral	26
1	INTRODUÇÃO	26
2	REFERENCIAL TEÓRICO – SISTEMAS WETLANDS	29
2.1	Água residuária da suinocultura - ARS	29
2.2	Alternativas de tratamento	29
2.2.1	Sistemas alagados construídos - SAC's	30
2.2.2	Processos de tratamento de águas residuárias nos SAC's	32
2.2.3	Critérios de dimensionamento de SAC's	34
2.2.4	Limitações dos SAC's	37
	REFERÊNCIAS	39
	CAPÍTULO 2 Desempenho de sistemas alagados construídos híbridos vegetados com arroz (<i>Oryza sativa</i>) e Tiririca (<i>Cyperus rotundus</i>) na remoção de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) da água residuária da suinocultura	42
1	INTRODUÇÃO	44
2	MATERIAL E MÉTODOS	51
2.1	Caracterização do local do experimento	51
2.2	Caracterização e partida do sistema de tratamento – reatores anaeróbios	52
2.3	Caracterização do sistema de polimento – SAC's	53
2.4	Amostragem e análises experimentais	60
2.4.1	Água residuária da suinocultura (ARS)	60
2.4.2	Plantas	62
2.4.3	Solo	63
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	65
3.1	Remoção de nitrogênio nos sistemas alagados construídos – SAC's	65
3.2	Atuação de microrganismos e vegetação na remoção de Nitrogênio Total	79
4	CONCLUSÕES	84
	REFERÊNCIAS	86
	CAPÍTULO 3 Remoção de fósforo total de água residuária da suinocultura em sistemas alagados construídos vegetados contendo filtros com latossolo	92
1	INTRODUÇÃO	94
2	MATERIAL E MÉTODOS	105
2.1	Caracterização do local do experimento	105
2.2	Caracterização do sistema de polimento – SAC's	106
2.3	Amostragem e análises experimentais	113

2.3.1	Água residuária da suinocultura (ARS)	113
2.3.2	Plantas	115
2.3.3	Solo	116
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	118
3.1	Teores de P total nos sistemas alagados construídos – SAC's.....	118
3.2	Eficiência de remoção de P nos wetlands construídos.....	119
3.3	Desempenho das plantas na remoção de P nos sistemas alagados construídos	127
3.4	Teores de sólidos totais e sua relação com a remoção de P nos SAC's.....	131
4	CONCLUSÕES	135
	REFERÊNCIAS	137
	CAPÍTULO 4 Desempenho de arroz (<i>Oryza sativa</i>) e Tiririca (<i>Cyperus rotundus</i>) em sistemas alagados construídos híbridos tratando água residuária da suinocultura	142
1	INTRODUÇÃO	144
2	MATERIAL E MÉTODOS	147
2.1	Caracterização do local do experimento.....	147
2.2	Caracterização do sistema de polimento – SAC's	148
2.3	Amostragem e análises experimentais	153
2.3.1	Água residuária da suinocultura (ARS)	153
2.3.2	Plantas	154
2.3.3	Solo	155
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	157
3.1	Implantação e desenvolvimento das culturas nos SAC's	157
3.2	Teor de matéria seca das plantas e produtividade de grãos do arroz	163
3.3	Salinidade e elementos tóxicos	171
4	CONCLUSÕES	176
	REFERÊNCIAS	178
	CAPÍTULO 5 Modelagem hidráulica do escoamento em sistemas alagados construídos híbridos tratando água residuária da suinocultura utilizando traçadores	185
1	INTRODUÇÃO	187
2	MATERIAL E MÉTODOS	196
2.1	Caracterização do local do experimento.....	196
2.2	Caracterização dos sistemas alagados construídos - SAC's.....	196
2.3	Amostragem e análises experimentais	202
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	210
4	CONCLUSÕES	222
	REFERÊNCIAS	223

CAPÍTULO 1 Introdução Geral

1 INTRODUÇÃO

A suinocultura representa um dos maiores segmentos de produção animal no Brasil, tendo crescimento impulsionado pela demanda de carne suína no mundo. Trabalha-se com sistemas de alto rendimento, como o de confinamento, que se caracteriza pela produção de carne em áreas reduzidas com elevado número de animais. Contudo, esse sistema de produção traz inúmeros problemas de saúde e poluição, dentre os quais, o mais preocupante é a grande quantidade de resíduos produzidos por área.

Antigamente, o solo e os corpos hídricos eram capazes de depurar tais resíduos sem maiores problemas ambientais, mas com a tecnificação e o aumento da produção, os resíduos se tornaram um potente poluidor de águas superficiais, subsuperficiais e solos, devido, principalmente, à grande quantidade de matéria orgânica e nutrientes que contêm. Por isso, esses resíduos da produção animal merecem especial atenção quanto à sua disposição no meio ambiente.

As águas residuárias da suinocultura (ARS) são compostas por urina, fezes, restos de alimentos e água de lavagem das baias que dão origem a muitos nutrientes que não são totalmente absorvidos pelo trato intestinal dos animais. Apesar do potencial poluidor, estas águas residuárias representam uma fonte líquida de nutrientes, os quais podem ser utilizados como fertilizantes na produção vegetal, desde que de forma controlada e conduzida por profissionais experientes. Para lançamento no meio ambiente, entretanto, devem ser tratados.

Nesse sentido, os sistemas anaeróbios se destacam, pois apresentam a vantagem de ocuparem menores áreas e apresentarem boa eficiência de remoção

de matéria orgânica, requerendo, entretanto, tratamento posterior de seu efluente.

Na etapa seguinte, de pós-tratamento de efluente anaeróbio, existem diversas opções. Mas, diante do potencial de uso da ARS como fertilizante agrícola e de fonte de água, a escolha de sistemas que possuam plantas associadas ao tratamento, de modo a incrementar a remoção de poluentes, nutrientes e outros compostos químicos é preconizada. Nesse aspecto, os Sistemas Alagados Construídos (SAC's) possuem grande aplicação.

Os SAC's são sistemas artificiais de tratamento de esgotos constituídos por lagoas ou canais rasos (geralmente menos de 1 m de profundidade) vegetados com plantas aquáticas ou macrófitas, e que se baseiam em processos naturais biológicos, físicos e químicos para o tratamento de águas residuárias. SAC's são sistemas projetados e construídos para utilizar os processos naturais que envolvem a vegetação de zonas úmidas, solos, e os microrganismos associados para auxiliar no tratamento de águas residuárias, mas, sob ambiente mais controlado.

Esses sistemas caracterizam-se por apresentar moderado custo de instalação, reduzido consumo de energia e manutenção, estética paisagística e aumento do habitat para a vida silvestre.

Diversas plantas têm sido utilizadas e indicadas para cultivo em SAC's, por naturalmente ocorrerem em locais com condições semelhantes ou suportarem as condições anaeróbias/anóxicas que em geral ocorrem nos wetlands. A ARS nos sugere o uso de plantas que aproveitem os nutrientes contidos neste resíduo para produção de biomassa ou grãos. Por isso, o arroz é uma das culturas propícias, por ser uma planta produtora de grãos que podem ser utilizados para alimentação humana e animal.

Portanto, este trabalho teve por objetivo avaliar o desempenho de SAC's híbridos (combinados) cultivados, composto por SAC de escoamento vertical

seguido de SAC de escoamento horizontal no pós-tratamento de águas residuárias da suinocultura tratadas anaerobicamente por um sistema composto de reator anaeróbio compartimentado (RAC) e reator anaeróbio de manta de lodo (UASB). Foram analisados diversos parâmetros para avaliação do sistema quanto à remoção de nitrogênio (N) e fósforo (P). Ademais, o comportamento da vegetação, assim como algumas características hidráulicas dos sistemas.

2 REFERENCIAL TEÓRICO – SISTEMAS WETLANDS

A caracterização *in loco* das águas residuárias (AR's) de qualquer tipo torna-se imprescindível para o adequado manejo e reaproveitamento destes efluentes. Os sistemas produtivos agrícolas produzem grande quantidade de resíduos, que apesar de conterem poluentes também apresentam características favoráveis, que podem ser exploradas.

2.1 Água residuária da suinocultura - ARS

Em se tratando da água residuária da suinocultura (ARS), tem-se condição mais delicada, pois em função do tipo de produção comercial em voga, gera-se grande produção de resíduos, na forma sólida e líquida. Estes resíduos apresentam principalmente matéria orgânica, organismos patogênicos, sólidos e nutrientes diversos como, nitrogênio, fósforo, potássio, sódio, cálcio, magnésio, manganês, ferro, cobre, zinco e outros elementos incluídos na dieta desses animais (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002). Aproximadamente dois terços do nitrogênio, um terço do fósforo e a quase totalidade do potássio encontram-se na forma mineral, isto é, numa forma prontamente assimilável pelas plantas (COSTA, 2007).

2.2 Alternativas de tratamento

Para tratamento da ARS, diversos sistemas têm sido utilizados, como os sistemas anaeróbios, que apresentam a vantagem de requerer menores áreas, possuindo, entretanto, capacidade moderada de remoção de nutrientes e matéria orgânica. Sperling (2005) afirma que sistemas anaeróbios apresentam eficiências

de remoção de matéria orgânica da ordem de 70%, além de atuarem na produção de energia, por meio da produção de metano, inerente ao processo anaeróbio de degradação da matéria orgânica. Entretanto, o efluente desses sistemas não apresenta características que se adequam a legislação para lançamento em corpos d'água (CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL, COPAM, 2008), e necessita de pós-tratamento.

Existem diversas opções de pós-tratamento de efluentes de sistemas anaeróbios, como lagoas aeróbias aeradas ou não, de estabilização ou polimento, aplicação no solo e em culturas agrícolas, através da fertirrigação ou de sistemas de escoamento superficial, e wetlands construídos, também conhecidos por sistemas alagados construídos (SAC's).

2.2.1 Sistemas alagados construídos - SAC's

Os SAC's são sistemas projetados para tratamento de esgoto sendo formados por lagoas ou canais rasos, em torno de 1 m de profundidade, sendo na maioria das vezes cultivados com plantas aquáticas ou macrófitas. O tratamento nos SAC's segue vias naturais do tratamento biológico, físico e químico para o tratamento de águas residuárias. Geralmente, possuem camada impermeável ou revestimento sintético e estruturas para controlar a direção do escoamento, o tempo de detenção da água residuária (AR) e o nível da água no sistema. Dependendo do tipo de sistema, pode ou não conter um meio poroso inerte como brita, cascalho ou areia (US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, USEPA, 2000). SAC's são sistemas que foram projetados e construídos para utilizar os processos naturais que envolvem a vegetação de zonas úmidas, solos, e os microrganismos associados para auxiliar no tratamento de águas residuárias. São projetados para utilizar os mesmos processos que ocorrem em áreas úmidas naturais, mas sob ambiente mais controlado (VYMAZAL, 2011).

Os SAC's podem ser categorizados de acordo com os parâmetros de dimensionamento, sendo dentre os mais importantes o critério hidrológico (escoamento superficial e sub-superficial), tipo de crescimento de plantas macrófitas (emergentes, submersas e de superfície) e tipo de escoamento (horizontal e vertical). Cada tipo de escoamento proporciona um grau diferente de interação do efluente com as raízes, rizomas e biota microbiana (KADLEC; WALLACE, 2008).

Os SAC's apresentam elevado potencial de aplicação, já sendo utilizados há décadas no tratamento de diversas águas residuárias. Vymazal (2011) reporta que o uso de SAC's naturais para tratamento de águas residuárias é feito no Reino Unido há mais de um século. Outros exemplos existem nos Estados Unidos (Winsconsin, Massachussets e Florida) e no Canadá (Ontário). Contudo, o aumento do conhecimento sobre os wetlands e seu funcionamento mudou a postura em relação ao uso de sistemas naturais, que ainda são utilizados sob condições controladas em alguns países (MANDER; JENSSEN, 2002; KADLEC, 2009), mas no Brasil tal prática não é permitida, segundo resolução a resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. Contudo, o uso de wetlands construídos é muito mais recomendado (KADLEC; WALLACE, 2008; VYMAZAL; KRÖPFELOVA, 2008).

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

Diversas plantas têm sido utilizadas e indicadas para cultivo em SAC's, por naturalmente ocorrerem em locais com condições semelhantes ou suportarem as condições anaeróbias/anóxicas que ocorrem no sistema. Dentre as espécies mais utilizadas, estão a taboa (*Typha* sp.), capim tifton-85 (*Cynodon* sp.), bulrush (*Scirpus* sp.), caniço (*Pragmites* sp.), papiro (*Cyperus papyrus*) entre outras. Estas espécies, contudo, não tem muita aplicação na alimentação

animal. Muitas vezes, sencescem nos sistemas e se decompõe, devolvendo aos sistemas muitos nutrientes que foram removidos. O papiro pode ser utilizado na produção de papel e o capim tifton na alimentação animal.

Outras plantas apresentam potencial de uso sob essas condições. O arroz (*Oryza sativa*) é um exemplo delas. Possui variedades bem adaptadas às condições alagadas bem como as condições de sequeiro, e poucos são os estudos de seu uso em SAC's para tratamento de águas residuárias. Há preocupações entretanto, quanto à contaminação microbiológica dos agricultores e dos grãos que podem servir tanto para alimentação humana quanto animal.

Sousa, Leite e Luna (2001) irrigaram arroz com esgoto doméstico tratado em sistema anaeróbio e não reportaram indicadores de contaminação por coliformes fecais e obtiveram ainda maiores produtividades nas parcelas irrigadas com o referido esgoto. Silva (2007) utilizou arroz em SAC's e também não observou contaminação microbiológica. O arroz apresenta viabilidade de uso em SAC's, porém mais estudos são necessários para se conhecer melhor sua adaptação a este tipo de ambiente bem como à sua tolerância aos compostos presentes nas ARs.

2.2.2 Processos de tratamento de águas residuárias nos SAC's

O tratamento da água residuária que escoar pelo SAC envolve processos físicos (sedimentação, filtração, exposição a raios UV), químicos (precipitação, adsorção e volatilização) e biológicos (degradação microbiana, transformação de nutrientes orgânicos e inorgânicos por microrganismos, absorção pelas raízes, competição microbiana e decaimento bacteriano) (DEPARTMENT OF NATURAL RESOURCES, DNR, 2000).

Os wetlands naturais agem como um filtro de uma bacia hidrográfica, um depósito de sedimentos e precipitados, que utiliza processos biogeoquímicos

que reciclam e transformam alguns nutrientes. Um sistema alagado construído (SAC) realiza as mesmas funções para as águas residuárias, executando muitas das formas convencionais de tratamento, ou seja, (sedimentação, filtração, digestão, oxidação, redução, adsorção e precipitação). Estes processos ocorrem sequencialmente com o movimento das águas residuárias através dos sistemas. Seus poluentes e compostos vão sendo aderidos ao meio filtrante ou às plantas e microrganismos presentes no sistema (USEPA, 2000).

Diferentes tipos de SAC's podem ser combinados, de modo a utilizar suas vantagens específicas para tratamento de águas residuárias (VYMAZAL, 2007; 2011). Atualmente, os sistemas combinados ou híbridos têm sido amplamente utilizados, caracterizando-se por um SAC de escoamento vertical (SAC-EV) em que há remoção de matéria orgânica e sólidos em suspensão, além de promover nitrificação, seguido por um SAC de escoamento horizontal (SACH), os quais podem apresentar escoamento subsuperficial (SACH-ESS) ou superficial (SACH-ES) onde ocorre a desnitrificação e remoção extra de material orgânico e de sólidos. Essa combinação é usada para alcançar elevadas eficiências de tratamento (KADLEC, 2009).

Os SAC's são capazes de remover diversos poluentes presentes nas águas residuárias. Compostos orgânicos são efetivamente removidos por degradação microbiana sob condições anaeróbicas/anóxicas uma vez que as concentrações de oxigênio dissolvido são baixas nos sistemas. Sólidos suspensos são retidos por filtração e sedimentação, e sua eficiência de remoção é muito elevada (VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008). O principal mecanismo de remoção de nitrogênio em SAC-EHSS é a desnitrificação. Remoção de amônio (NH_4^+) é baixa pela falta de oxigênio no meio devido às condições permanentes de saturação do meio filtrante (VYMAZAL, 2007). Fósforo é removido principalmente por reações de troca, onde fosfato desloca hidroxilas das superfícies de óxidos de ferro e alumínio, quando há uso de solo como meio

suporte e por precipitação no meio, seja associado a sólidos ou a compostos químicos nos SAC's.

A capacidade de remoção de nutrientes e poluentes varia em função de diversos parâmetros. A USEPA (2000) reporta que quanto maior a carga aplicada, maior é a concentração do efluente, mostrando que os sistemas apresentam remoção limitada. Esse comportamento é evidenciado para sólidos totais, N, P, DBO, DQO entre outros, que dependem muito do tempo de contato com o meio. Assim, com aplicação de e grandes vazões, há decréscimo do tempo de permanência destes componentes nos sistemas, o que tende a reduzir substancialmente a eficiência de remoção destes elementos em SAC's. Diversos autores divulgam eficiências de remoção diferentes para os vários constituintes das águas residuárias. Cada teste sendo realizado sob diferentes condições apresentam, portanto, diferentes eficiências de remoção. O tipo de escoamento (superficial ou subsuperficial), a direção (horizontal ou vertical), o fluxo (contínuo ou intermitente), a presença ou não de vegetação e o tipo de meio filtrante (granulometria, porosidade, capacidade de adsorção, origem e etc.) são fatores que afetam diretamente a remoção de poluentes. Ainda, condições ambientais como temperatura, precipitação, insolação, ventos, umidade relativa bem como as características intrínsecas à água residuária em tratamento são outros fatores que afetam a eficiência do tratamento.

2.2.3 Critérios de dimensionamento de SAC's

Os critérios de dimensionamento também afetam a remoção de poluentes. A USEPA (2000) recomenda que se utilize a carga orgânica máxima de modo que o tratamento atenda às exigências legais para lançamento do efluente no ambiente. Basicamente, existem dois critérios, um baseado na taxa de aplicação orgânica por área superficial (TAA) e outro baseado na taxa de

aplicação volumétrica (TAV). A TAA é calculada multiplicando-se a vazão do sistema ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$) pela concentração afluyente do poluente (kg m^{-3}), dividindo-se pela área superficial do sistema (m^2).

$$TAA = \frac{Q \times C}{A_{\text{sup}}} \quad (1)$$

Alguns processos como sedimentação, crescimento vegetativo e transferência de oxigênio estão relacionados diretamente à área superficial. Assim, poluentes que têm sua remoção primariamente afetada por tais processos devem utilizar a TAA como critério de dimensionamento.

A TAV, por outro lado, é calculada multiplicando-se se a vazão do sistema ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$) pela concentração afluyente do poluente (kg m^{-3}), dividindo-se pela porosidade do meio ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) vezes pelo volume total (m^3) do sistema.

$$TAV = \frac{Q \times C}{V \times \mu} \quad (2)$$

Alguns parâmetros têm sua remoção afetada diretamente pelo tempo de detenção hidráulica (TDH) e, por isso, o critério de TAV deve ser utilizado para estes casos. Contudo, muitas vezes a porosidade saturada não é conhecida com precisão e devido ao escoamento preferencial e/ou curtos circuitos, o TDH estimado não se relaciona corretamente à porosidade. Isso torna este critério limitado para dimensionamento de sistemas wetlands construídos (USEPA, 2000).

Há grande divergência entre as taxas aplicadas pelos diversos autores. Essas taxas são influenciadas pela forma como os testes foram conduzidos, bem

como com a concentração de poluentes e os diferentes tipos de águas residuárias utilizadas. Freitas (2006) cita diversos autores que recomendaram ou utilizaram diferentes taxas de aplicação: $60 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (USEPA, 2000), $133 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (TCHOBANOGLIOUS; BURTON, 1991), $108 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (LIM et al., 2001), $153 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (OKURUT et al, 1998, citado por KIVAISI, 2001) e $118 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (BRASIL et al., 2006).

A USEPA (2000) recomenda que sejam utilizados critérios mais conservadores, de modo que se utilize a máxima taxa de aplicação de poluentes de modo que o efluente sempre atenda às exigências legais para lançamento em corpos receptores. De acordo com este órgão, a recomendação é de que se limite a aplicação a $6 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de DBO_5 ou $20 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de SST, de modo que o efluente atinja concentrações na faixa de 30 mg L^{-1} de ambos, que é o padrão de lançamento dos E.U.A. para esgotos domésticos. O COPAM (2008) exige que o efluente seja lançado com DBO de 60 mg L^{-1} e DQO e 180 mg L^{-1} respectivamente. Dessa forma, a recomendação cautelosa da USEPA pode ser extrapolada de modo a aumentar a vazão diária tratada por metro quadrado, pelo menos duas vezes.

Contudo, o uso de SAC's com fins de remoção de nutrientes e matéria orgânica para produção vegetal se mostra muito mais interessante, já que o potencial poluidor de águas residuárias se torna potencial fertilizante para produção vegetal. Ademais, as recomendações quanto às taxas de aplicação são em sua maioria indicadas para condições temperadas. Sob condições tropicais, em que maiores temperaturas favorecem a degradação da matéria orgânica, taxas de aplicação maiores podem ser aplicadas.

SAC's horizontais de escoamento subsuperficial tem capacidade de remoção de N e P variando entre $12 \text{ a } 120 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ de N e $1,8 \text{ a } 18 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ de P respectivamente (USEPA, 2000) para as plantas mais comumente utilizadas.

2.2.4 Limitações dos SAC's

Apesar da grande potencialidade de remoção de poluentes e eficiência no pós-tratamento de águas residuárias, os wetlands apresentam algumas limitações. Uma delas é a remoção de fósforo. A remoção deste nutriente se dá por processos de adsorção e precipitação, requerendo contato entre a água e o meio filtrante. Nos wetlands de escoamento superficial, especificamente, este contato é limitado (VYMAZAL, 2011). Comportamento semelhante ocorre nos SACH em geral, a não ser que materiais de elevada capacidade de adsorção sejam utilizados (VOHLA et al., 2010). Vymazal e Kröpfelová (2008) afirmam que SACH não são indicados quando os poluentes alvos são amônia e fósforo.

Outra desvantagem dos wetlands é o risco de entupimento pelo acúmulo de sólidos, por uso de meio filtrante de pequenas dimensões e/ou taxas de aplicação excessivas, especialmente em SACV. Vymazal (2007) sugere a necessidade de selecionar cuidadosamente o material filtrante, distribuir a água residuária uniformemente no sistema, evitando-se caminhos preferenciais. Além disso, é importante também definir a taxa de aplicação mais indicada para cada tipo de substrato, levando em consideração a eficiência na remoção de sólidos durante o pré-tratamento.

Existem ainda outras opções viáveis para diminuir riscos de entupimento do sistema. Chiarawatchai (2010) pesquisou o uso de minhocas em *wetlands*, argumentando que elas podem ser adicionadas aos SACV, visto que alimentando-se do material orgânico fornecido pela água residuária, diminuiriam o risco de entupimento e permitiriam o uso de substratos de menores dimensões bem como o aumento da taxa de aplicação. Esses organismos necessitam de condições aeróbias, que são providas pelo escoamento intermitente da água residuária nos SACV (EDWARDS, 2004). Chiarawatchai (2010) também concluiu que os substratos utilizados em suas pesquisas não provocaram

entupimento, e por isso, o efeito das minhocas na remoção de sólidos não pode ser verificado, sendo necessários estudos com substratos mais finos e, ou taxas de aplicação maiores.

REFERÊNCIAS

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.

CHIARAWATCHAI, N. **Implementation of earthworm assisted constructed wetlands to treat wastewater and possibility of using alternative plants in constructed wetlands**. 2010. 105 p. Tese (Doutorado em Water Technology) - Technische Universitat Hamburg, Harburg, 2010.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL. Conselho Estadual de Recursos Hídricos. **Deliberação Normativa nº 01 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 lançamentos de efluentes, e da outras providencias. Belo Horizonte, 2008. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8151>>. Acesso em: 29 out. 2010.

COSTA, C.C. **Avaliação de sistema anaeróbio (RAC-UASB) no tratamento de água residuária de suinocultura e aplicação via fertirrigação, em feijão-vagem cultivado em ambiente protegido**. 2007. 174 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras. 2007.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. **Coletânea sobre tecnologia de dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA – CNPSA/EMATER-RS, 2002. 31 p. (Boletim Informativo, 14).

EDWARDS, C. A. **Earthworm ecology**. 2nd ed. Florida: CRC, 2004.

FREITAS, W. da S. **Desempenho de sistemas alagados construídos, cultivados com diferentes espécies vegetais, no tratamento de águas residuárias da suinocultura**. 2006. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Engenharia Agrícola, Viçosa, 2006.

DEPARTMENT OF NATURAL RESOURCES. **Guidelines for using free water surface constructed wetlands to treat municipal sewage**. Brisbane, 2000.

KADLEC, R. H. Wastewater treatment at the Houghton Lake wetland: hydrology and water quality. **Ecological Engineering: the journal of ecotechnology**, Oxford, v. 35, n. 9, p. 1287–1311, Sept. 2009.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment wetlands**. 2nd ed. Boca Raton: CRC, 2008.

MANDER, Ü.; JENSSEN, P. (Ed.). **Natural wetlands for wastewater treatment in cold climates**. Southampton: WIT, 2002.

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

SOUSA, J. T.; LEITE, V. D.; LUNA, J. G. Desempenho da cultura do arroz irrigado com esgotos sanitários previamente tratados. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 5, n. 1, p. 107-110, 2001.

SPERLING, M. von. **Introdução á qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG/DESA, 2005. 452 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, 1).

VOHLA, C. et al. Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands: a review. **Ecological Engineering: the journal of ecotechnology**, Oxford, v. 37, n. 1, p. 70-89, Jan. 2010.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 380, n. 1-3, p. 48-65, July 2007.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. **Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow**. Dordrecht: Springer, 2008. 566 p.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. **Environmental Science Technology**, Easton, v. 45, n. 1, p. 61-69, 2011.

US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters**. Cincinnati, 2000. 152 p.

CAPÍTULO 2 Desempenho de sistemas alagados construídos híbridos vegetados com arroz (*Oryza sativa*) e Tiririca (*Cyperus rotundus*) na remoção de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) da água residuária da suinocultura

RESUMO

A presença de nitrogênio em efluentes líquidos da suinocultura apresenta elevado potencial de poluição ambiental, requerendo tratamento adequado. Wetlands construídos, também conhecidos como Sistemas alagados construídos (SAC's), proporcionam elevada eficiência, combinando processos naturais no tratamento e reuso de água, sendo capazes de remover N por mecanismos físicos, químicos e biológicos. Neste trabalho, monitorou-se, durante 9 meses, SAC's híbridos, sendo compostos por um SAC de fluxo vertical (SACV) não saturado seguido de um SAC de fluxo horizontal (SACH) saturado, ambos vegetados. Os tratamentos foram: W1 – brita #1 + filtro com latossolo vermelho distroférico (LVd); W2 – brita #1 + filtro com latossolo vermelho amarelo (LVA); W3 - brita #1, todos com fluxo subsuperficial e vegetados com arroz (*Oryza sativa*), e W4 - brita com fluxo superficial e vegetado com *Cyperus rotundus*. O SACV teve eficiência de remoção de NTK de 28 %, operando de acordo com os critérios de dimensionamento. O SACV promoveu efetiva nitrificação da água residuária da suinocultura (ARS). W1, W2 e W3 reduziram valores de NTK significativamente, com eficiências combinadas de 54, 44 e 50%, respectivamente, contudo, não diferindo entre si estatisticamente ($p>0,05$). Estes três sistemas apresentaram condições favoráveis à desnitrificação, entretanto, as concentrações efluentes de NO_3^- sugerem que condições aeróbias prevaleceram, ao invés de condições anóxicas/anaeróbias. W4 se mostrou o mais eficiente ($p>0,05$), provavelmente devido à volatilização de amônia, em função do elevado pH do meio e do fluxo superficial, o que favoreceu o desenvolvimento de algas. A nitrificação no SACV seguida da desnitrificação nos SACH se mostrou uma das vias de remoção de NTK nos SAC's, assim como alguma adsorção nos solos em W1 e W2. A vegetação também representou papel importante na remoção de N, especialmente o arroz pela elevada absorção de N e produção de grãos. A volatilização de NH_3 no sistema, contudo, não deve ser preconizada pois trata-se de transferência de poluição hídrica para atmosférica.

Palavras-chave: Água residuária da suinocultura. Wetlands construídos. Nitrogênio. arroz. eficiência de tratamento.

ABSTRACT

Nitrogen present in swine wastewater represents high potential for environmental contamination, therefore requiring proper treatment. Constructed wetlands have been shown high efficiencies merging natural process for treatment and reuse of effluents, removing N through physical, chemical and biological processes. This study monitored four constructed wetlands during nine months. The systems were composed by a non-saturated vertical flow wetland (VW) followed by a saturated horizontal flow wetland (HW) containing gravel #1 and vegetated. The treatments were: W1 – gravel #1 + red distroferic oxisol (LVd) filter; W2 – gravel #1 + red yellow oxisol (LVA) filter; W3 – gravel #1. All three with subsurface flow and vegetated with rice (*Oryza sativa*) and W4 – gravel #1 with surface flow vegetated with *Cyperus rotundus*. The VW presented a removal rate of 28% of TKN. Its performance in oxidizing NH_4^+ into NO_2^- and NO_3^- was significant, hence, operating accordingly the design objectives. W1, W2 and W3 had significant efficiencies of 54, 44 and 50%, respectively, though did not differing statistically ($\alpha = 5\%$). This efficiency is combined, i.e., it considers the individual efficiencies of VW and HW. W4 showed the best removal rates ($\alpha = 5\%$), achieving 73%, more likely due to its high pH values and superficial flow, which promoted ammonium volatilization. Nitrification in the VW improved denitrification in HW, therefore incrementing TKN removal rates. Plants also presented important role in N removal, especially rice due to grain production. Soils may have contributed with some adsorption processes. Also, biogeochemical ways seemed to have their importance.

Keywords: Swine wastewater. Nitrogen. Wetlands. Rice. Treatment efficiency.

1 INTRODUÇÃO

Com o aumento da demanda de carne suína no mundo e a tecnificação dos sistemas de produção, houve necessidade de se elevar o número de animais por área, gerando enormes quantidades de dejetos nestes últimos anos. O lançamento de efluentes que outrora era feito livremente no meio ambiente, é atualmente controlado pelos órgãos fiscalizadores, os quais exigem tratamento e destinação adequados para todos os tipos de efluentes agroindustriais.

As águas residuárias da suinocultura (ARS) contêm altas concentrações de poluentes, incluindo sólidos suspensos, material orgânico, nutrientes e metais que podem deteriorar, caso sejam dispostos sem tratamento, a qualidade de ambientes aquáticos além dos solos e do ar (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002; LEE et al., 2004). Dentre os elementos mais problemáticos encontra-se o nitrogênio (N), nutriente amplamente utilizado na alimentação animal. Devido à baixa eficiência alimentar dos suínos, os quais excretam entre 45 e 60% do nitrogênio ministrado na alimentação (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, NRC, 1998), a concentração deste elemento na ARS é bastante elevada.

A contaminação de águas subterrâneas e superficiais com N é uma preocupação por diversos motivos, entre os quais o acúmulo excessivo de N em águas superficiais causando eutrofização, podendo levar a desbalanceamentos ecológicos e promover o crescimento exagerado de populações específicas de plantas e animais, deteriorando a qualidade da água. Altas concentrações de amônia não ionizada (NH_3) que ocorrem em condições de pH elevado, frequentes durante os períodos de grande atividade fotossintética, são tóxicas a peixes e outros organismos aquáticos, mesmo em pequenas concentrações. Nitrito (NO_2^-) e Nitrato (NO_3^-) são formas químicas de interesses de saúde pública, uma vez que estão associados à metahemoglobinemia, também conhecida como meta-Hb e mais conhecida como doença da síndrome do bebê

azul e carcinogênese. Amônia pode ainda diminuir concentrações de oxigênio dissolvido em águas naturais devido ao processo de nitrificação (US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, USEPA, 2000).

Para reduzir os impactos negativos ao ambiente, a caracterização *in loco* de ARS, visando ao adequado manejo, tratamento e reaproveitamento da ARS antes da disposição final tornou-se mandatória de modo a promover seu reuso mais eficiente, com foco em constituintes específicos. Para esse fim, diversos sistemas vêm sendo empregados ao redor do mundo.

Os sistemas anaeróbios se destacam por apresentarem muitas vantagens em relação a sistemas aeróbios, dentre as quais: menor requerimento de energia e área, menor produção de biomassa (lodo) e potencial de aplicação de elevadas cargas orgânicas (METCALF & EDDY, 2003). Um dos reatores mais usados no tratamento anaeróbio nas últimas três décadas e que tem sido reconhecido mundialmente pela sua alta eficiência, facilidade e simplicidade operacional, é o reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), traduzido como reator anaeróbio de manta de lodo de fluxo ascendente (CAMPOS, 1998). Contudo, uma das características dos sistemas anaeróbios é a exigência de pós-tratamento de seu efluente, o qual não atinge os níveis recomendados pela legislação vigente (CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL, COPAM, 2008).

Dentre as opções para pós-tratamento os sistemas anóxicos e/ou aeróbios são indicados. Nesse sentido, os wetlands construídos apresentam elevado potencial de uso, pois já vêm sendo utilizados há décadas no tratamento de diversas águas residuárias (VYMAZAL, 2011). Esses sistemas apresentam como vantagem custos baixos de implantação e manutenção e mecanismos versáteis de remoção (KADLEC; WALLACE, 2008). Wetlands removem poluentes por sedimentação, adsorção, acumulação de material orgânico, assimilação microbiana, nitrificação – desnitrificação, volatilização de

amônia, e remoção pelas plantas (BRIX, 2005, VYMAZAL, 2011). Este último processo se torna importante unicamente quando há colheita das plantas, quando então a remoção é efetiva (VYMAZAL; KRÖPEFELOVÁ, 2008). Do contrário, há ciclagem dos elementos conforme as plantas senescem, fazendo com que os nutrientes, outrora removidos, retornem ao meio (USEPA, 2000).

A remoção da matéria orgânica (MO) pode seguir a conversão aeróbia e a anaeróbia nesses sistemas. Nesta via, a MO segue processos de hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, havendo formação de gás carbônico (CO_2) e metano (CH_4). Naquela, há a estabilização da MO que é convertida a materiais inertes como CO_2 e água (H_2O). Basicamente, a estabilização da MO se dá por microrganismos, os quais convertem compostos de grande peso molecular em outros mais simples. Muito frequentemente, nutrientes estão associados a MO, e são também passíveis de sofrer oxidações bioquímicas (SPERLING, 2005).

As formas nitrogenadas também sofrem importantes processos de oxidação. Nitrificação é o termo usado para descrever o processo biológico em que amônia (NH_3) é oxidada a nitrito (NO_2^-) e este a nitrato (NO_3^-) em sua maior parte por bactérias autotróficas chamadas *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, respectivamente (METCALF & EDDY, 2003). Este processo é, contudo, influenciado por condições ambientais. O pH é um dos fatores influentes, sendo considerado ótimo entre 7,5 e 8,0, abaixo de 6,8 há decréscimo das taxas de nitrificação e a valores de pH entre 5,8 e 6,0, as taxas podem ser de 10 a 20% menores que a pH 7.0 (USEPA, 2000). Os organismos nitrificantes são também sensíveis a diversos compostos orgânicos e inorgânicos, tais como: solventes orgânicos, alcoóis, aminas, proteínas, taninos, compostos fenólicos, cianetos, éteres, carbamatos e benzenos, que mesmo em concentrações pequenas podem afetar taxas de nitrificação por organismos aeróbios heterotróficos e, sob elevadas concentrações, podem provocar morte de bactérias (METCALF &

EDDY, 2003). Outros fatores são a presença de metais, como cromo, níquel e cobre, e amônia não ionizada ou livre, a qual também é tóxica a outros organismos em pequenas concentrações.

A desnitrificação é a redução biológica de NO_3^- a óxido nitroso (NO), óxido nítrico (N_2O) e gás nitrogênio (N_2). Na redução assimilativa de nitrato, o NO_3^- pode ser reduzido a NH_4^+ para fins de síntese celular, o que ocorre quando NH_4^+ está indisponível, sendo um processo independente da concentração de oxigênio dissolvido (OD). Outro processo, a redução dessimilativa do nitrato ou desnitrificação biológica, está ligado á cadeia respiratória de transporte de elétrons, em que nitrato ou nitrito são utilizados como aceptores de elétrons para oxidação de uma variedade de compostos orgânicos ou inorgânicos doadores de elétrons (METCALF & EDDY, 2003). Sob condições anóxicas, NH_4^+ pode ser oxidado por NO_2^- a N_2 e menores quantidades de NO_3^- , numa proporção de aproximadamente 1,3 mols de NO_2^- para cada mol de NH_4^+ (STROUS et al., 1999), processo denominado oxidação anaeróbia da amônia, mais conhecida como Anammox (*anaerobic ammonium oxidation*). O processo Anammox representa papel importante em wetlands onde NH_4^+ e NO_2^- coexistem, estimulando, portanto, a elevação das taxas de remoção de nitrogênio. Entretanto, a dinâmica de nitrogênio na rizosfera de wetlands construídos sob estas condições permanece pouco conhecida (ZHOU; HOU; HOSOMI, 2009).

Em ambientes aquáticos, como nos wetlands, NH_3 pode ser removido por diversos meios, incluindo volatilização, nitrificação autotrófica, adsorção, desnitrificação heterotrófica, Anammox e absorção pelas plantas (JETTEN, 2001; VYMAZAL, 2007, KADLEC; WALLACE, 2008; ZHOU; NAKASHIMADA; HOSOMI, 2009). Os processos microbiológicos são a principal via de remoção de nitrogênio de águas residuárias (AR's) em wetlands, especialmente sob aplicação de altas taxas (STOTTMEISTER et al., 2003). Entretanto, a volatilização de amônia que ocorre com grande frequência, não é

um processo desejado, pois NH_3 é poluente atmosférico que pode contaminar ambientes aquáticos e terrestres, por deposição seca em solos ou através de precipitação, atingindo sistemas aquáticos, provocando acidificação e eutrofização, alterando significativamente ecossistemas naturais (ZHOU; HOU; HOSOMI, 2008). Semelhantemente, a liberação de N_2O , um gás responsável pelo efeito estufa, é outra preocupação, já que este gás apresenta potencial relativo ao CO_2 de 300, considerando um horizonte de 100 anos (IPCC, 2007).

Nos wetlands vegetados, a rizosfera é considerada a região em que estas reações ocorrem com maior atividade, onde há interações entre plantas, microrganismos e meio filtrante. Além da capacidade de extrair nutrientes, o sistema radicular das plantas é suprido de oxigênio da atmosfera, especialmente sob condições reduzidas (LEE et al., 2004). Isto significa que sob condições anóxicas há oxigênio suficiente na rizosfera, que é usado pelas plantas e por microrganismos, o que contribui para a remoção de nitrogênio. Além disso, exudatos radiculares como açúcares, aminoácidos e vitaminas estimulam o crescimento microbiano nessa região (MOORMAN; KUSCHK; STOTTMEISTER, 2002).

A remoção pelas plantas representa uma via menos importante de remoção de nitrogênio em comparação com transformações microbiana, as quais respondem pela maior remoção de N total (KADLEC; WALLACE, 2008), entretanto, a vegetação apresenta papel fundamental na absorção de nutrientes, diminuindo assim o poder poluente das águas residuárias. Lee et al. (2004) reportam que o aguapé (*Eichhornia crassipes*) apresentou contribuições mínimas na remoção de nutrientes. Já Fia et al. (2010) reportam excelente desempenho do azevém (*Lolium multiflorum* Lam) e mediano da aveia (*Avena strigosa* Schreb). Excelente produção de biomassa em wetlands cultivados com arroz (*Oryza sativa*) foram obtidas por Humenik et al. (1999) e ZHOU; NAKASHIMADA; HOSOMI, (2009).

Muitas espécies vegetais são indicadas e utilizadas em wetlands, por ocorrerem naturalmente em tais sistemas ou desenvolverem-se bem sob condições anaeróbias/anóxicas. Contudo, em sua grande maioria tais espécies não apresentam muito potencial de uso, sendo muitas vezes deixadas nos sistemas, o que devolve os nutrientes removidos, ou, são cortadas e dispostas no ambiente. Dentre espécies que se adaptam bem às condições predominantes em sistemas wetlands, está o arroz, o qual ainda possui fim nobre, que é a alimentação humana.

O arroz (*Oryza sativa* L.) é um dos três cereais mais produzidos e consumidos no mundo, ficando atrás apenas do trigo e do milho (UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE, USDA, 2009). Faz parte da dieta básica de aproximadamente 50% da população mundial, podendo ser considerado o mais importante por ser consumido diretamente (WALTER et al., 2010). O arroz é uma espécie hidrófila (SANTOS; RABELO, 2004), que possui um tecido parenquimatoso especial, chamado aerênquima, que é um conjunto de espaços intercelulares, que vai das folhas até as raízes, funcionando como uma via contínua de transporte de gases para raízes submersas (TAIZ; ZIEGER, 2002) em resposta a um fluxo difusivo na atmosfera, devido á demanda criada pela atividade respiratória da raiz e pela perda radial de gases (GROOT et al., 2005).

Diversos estudos mostram a eficiência de wetlands na remoção de nitrogênio, em suas diversas formas químicas (CRONK, 1996; USEPA, 2000; HUNT; POACH, 2001; LEE et al., 2004; KADLEC; WALLACE, 2008; VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008, ZHOU; HOU; HOSOMI, 2008; ROMERO-AGUILAR et al., 2009; ZHOU; NAKASHIMADA; HOSOMI, 2009). Entretanto, a remoção se faz pequena quando efluentes contém altas concentrações de NH_4^+ devido a pequenas taxas de nitrificação em sedimentos saturados (HUNT; POACH, 2001). Em condições aeradas, esse processo é

incrementado, e os wetlands de escoamento vertical foram desenvolvidos para esse fim, ou seja, melhorar a remoção de NH_4^+ . Com o passar dos anos, esses sistemas foram melhorados e se tornaram mais eficientes na nitrificação, remoção de MO e sólidos, devido à alta oxigenação de seu meio (ZHOU; NAKASHIMADA; HOSOMI, 2009). Vymazal (2007) reporta resultados de pesquisas de diversos wetlands pelo mundo e apresenta eficiências em geral, menores que 50%, com taxas de aplicação volumétrica variando entre 3,5 a 11,4 cm dia^{-1} e concentrações afluentes entre 10,9 e 73 mg L^{-1} . A justificativa apresentada se refere a possíveis ineficiências no processo de nitrificação, o que prejudica a remoção de nitrogênio nas unidades a jusante dos sistemas de tratamento.

Alguns trabalhos apontam para o uso de arroz em sistemas wetlands ou que se assemelham às condições de operação de wetlands naturais e artificiais. Zhou; Nakashimada; Hosomi, (2009) reportam grande produção de biomassa do arroz forrageiro alagado com efluente de bovinocultura contendo elevadas concentrações de N. Ademais, a remoção deste elemento pelas plantas nas parcelas alagadas foi bastante superior. Sousa; Leite; Luna, (2001) aplicaram esgoto doméstico como fertirrigação em cultura de arroz e também obtiveram maiores produtividades que cultivos convencionais.

Neste estudo foi possível avaliar a remoção de nitrogênio total e a dinâmica de outras formas nitrogenadas nos wetlands e discutir a eficiência de remoção deste elemento, que é um nutriente essencial à vida, mas também apresenta grande potencial poluidor. A atuação da microbiota na remoção de nitrogênio nos wetlands é abordada e a presença de plantas é também discutida, uma vez que elas representam uma via importante de remoção de nutrientes em sistemas de tratamentos.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi conduzido na área experimental do Departamento de Engenharia Agrícola, próximo à lagoa da Zootecnia no Campus da Universidade Federal de Lavras (UFLA), em Lavras, Minas Gerais. A altitude do local é de 919 m, latitude 21° 14' 43" sul e longitude 44° 59' 59" oeste. O clima de Lavras, segundo a classificação climática de Köppen, é Cwa, temperado chuvoso (mesotérmico) com inverno seco e verão chuvoso, subtropical, com inverno seco e temperatura do mês mais quente maior que 22 °C.

2.1 Caracterização do local do experimento

O sistema foi instalado em casa de vegetação com o objetivo de evitar influências externas de precipitações e extremos mínimos de temperatura, e tentar manter condições mais controladas. A área experimental e a casa de vegetação podem ser vistas na Figura 1. A parte lateral da casa de vegetação é feita de sombrite, o que permite a ventilação no ambiente interno. Maiores detalhes sobre sua construção podem ser encontrados nos trabalhos de Costa (2007) e Matangue (2011).



Figura 1 Vista da área experimental do DEG próximo à lagoa da Zootecnia

Nota: Detalhe para a casa de vegetação em que foram conduzidos os testes.

2.2 Caracterização e partida do sistema de tratamento – reatores anaeróbios

A água residuária da suinocultura (ARS), proveniente das instalações do setor de suínos do Departamento de Zootecnia da UFLA, chega por gravidade até o sistema de tratamento existente. Parte do dejetos é desviada para lagoas de infiltração e parte adentra o sistema de tratamento. Atualmente, a ARS passa por um pré-tratamento composto por caixa de areia que possui um vertedor triangular (Thompson) para medição de vazão, peneira estática, um tratamento preliminar composto por um tanque de acidificação e equalização (TAE), tratamento secundário em um reator anaeróbio compartimentado (RAC) seguido de reator UASB e decantador final. Uma descrição detalhada do sistema pode

ser obtida nos trabalhos de Costa (2007) e Matangue (2011). O efluente do sistema de tratamento anaeróbio foi utilizado nos wetlands para polimento.

A partida e operação do sistema anaeróbio foram feitas aplicando-se carga orgânica biológica (COB) variando entre 0,5 – 1,0 kg kg⁻¹ d⁻¹, quantificada como [DBO] [SVT]⁻¹ [d]⁻¹. A massa de lodo foi estimada coletando-se o lodo ao longo do perfil dos reatores, em cada registro situado no longo dos mesmos. As amostras foram coletadas semanalmente no início do período de partida e foram analisadas para estimativa dos sólidos voláteis totais (SVT). A vazão aplicada ao sistema foi monitorada e controlada de modo a aplicar a COB dentro da faixa preconizada na literatura para reatores anaeróbios Chernicharo, (2007). Costa (2007) e Matangue (2011) reportam a grande variação na carga orgânica que chega ao sistema, devido às variações no número de animais criados no setor de suinocultura do Departamento de Zootecnia, ao manejo do sistema de lavagem da granja e do número de matrizes, o que dificulta a regulação e manutenção destas condições de trabalho.

A vazão de aplicação foi mantida constante e estimada de acordo com o tempo de detenção hidráulica (TDH). Adotou-se o TDH para o RAC de 12 horas, sendo seu volume útil igual a 6,082 m³, obtendo-se uma vazão de 12,16 m³ dia⁻¹. Com esta vazão, estimou-se o TDH no UASB, que possui volume útil de 3,815 m³, em 7,5 horas.

2.3 Caracterização do sistema de polimento – SAC's

Os wetlands construídos híbridos, também denominados Sistemas Alagados Construídos (SAC's) foram compostos por um wetland de escoamento vertical (SACV) seguido de um wetland de escoamento horizontal (SACH). Os SACV foram feitos de politereftalato de etileno (PET), com volume de 20 litros, diâmetro de 0,46 m e altura de 0,54 m, preenchidos com 30 cm de brita n° 1 ($\phi =$

9,5 a 12,5 mm – ABNT), com porosidade média igual a $0,454 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$; 10 cm de brita nº 0 ($\phi = 4,75$ a 9,5 mm - ABNT) e 5 cm de areia grossa (retida na peneira #10 – $\phi = 2,0$ mm) na superfície e vegetados com 8 mudas de arroz (*Oryza sativa*), sendo duas por cada cova de plantio, num espaçamento de 15 x 15 cm. Os SACV não diferiram entre si em suas características construtivas. Não houve saturação dos SACV.

Os wetlands horizontais (SACH) foram confeccionados de chapa galvanizada nº 24 com dimensões de 1,20 x 0,50 x 0,60 m em termos de comprimento, largura e profundidade, preenchidos a partir da base com 50 cm de brita nº 1, 5 cm de brita 0 e uma camada de 5 cm de areia #10, para melhor fixação da vegetação no sistema. Os SACH foram impermeabilizados com manta plástica. Houve diferenças entre os sistemas, as quais representaram os tratamentos e o controle. Apesar dos sistemas apresentarem camadas de brita 1, brita 0 e areia, o escoamento ocorreu somente na camada de brita 1, e por isso, a porosidade da brita 0 e da areia não foram quantificadas. Portanto, a altura do líquido nos SACH era de no máximo 50 cm.

Em alguns SACH foram utilizados filtros contendo latossolo, com vistas a aumentar a eficiência do sistema quanto à retenção de fósforo (P). Os filtros foram feitos de ferro, com um formato de uma gaveta vazada apresentando dimensões de 0,15 x 0,60 x 0,50 m, sendo telados com tela anti afídeo de 24 x 48 mesh, abertura de cerca de 6 mm, confeccionada com monofilamentos de polietileno de alta densidade (PEAD) possuindo espessura de aproximadamente $0,6 \text{ mm} \pm 10\%$ (Figura 2).



Figura 2 Detalhe do filtro inserido nos sistemas wetlands ainda em fase montagem

Nota: Detalhe do W4 (segundo de cima para baixo) ainda com arroz.

Os tratamentos utilizados foram: W1 - brita + filtro com latossolo vermelho distroférico (LVd); W2 - brita + filtro com latossolo vermelho amarelo (LVA); W3 - brita. Os SACH supracitados foram conduzidos com escoamento subsuperficial e vegetados com arroz. W4 - brita com fluxo superficial e vegetado com *Cyperus rotundus*. Inicialmente, todos os sistemas foram vegetados com arroz, entretanto, o W4 apresentou morte de todas as plantas cultivadas. Posteriormente, ervas espontâneas crescerem naturalmente, mas estas não resistiram às condições eutróficas do meio e pereceram. Por fim, foi implantada a tiririca (*Cyperus rotundus*).

Nos SACH foram usadas duas mudas de arroz por cova com espaçamento de 0,15 x 0,20 m e a tiririca foi plantada aleatoriamente no SACH4 (W4) e se espalhou em toda a extensão do sistema. Os solos utilizados nos filtros dos SACH foram coletados em locais diferentes. O LVd foi coletado próximo ao canil da UFLA, em um barranco, no departamento de Zootecnia. O LVA foi

coletado em mata, próximo ao cafezal da UFLA localizado nas proximidades da estrada para o município de Ijaci. Para evitar ao máximo a presença da matéria orgânica nos solos, optou-se por coletar o horizonte B de ambos. Os solos foram peneirados em peneira nº 20 (abertura 0,84 mm) para obter-se um material mais homogêneo nos filtros, sendo utilizada a porção que passava pelas peneiras.

O arroz (*Oryza sativa*) utilizado como vegetação nos SACV e SACH 1, 2 e 3 foi a variedade 'BRSMG Curinga', a qual apresenta as seguintes características: cultivar semi-precoce de grãos longo-finos. A planta é de porte baixo, ereta e muito perfilhadora, bastante resistente ao acamamento, apresentando ampla adaptação, com alto potencial produtivo, tanto em áreas de terras altas como de várzeas úmidas. Apresenta também maior resistência a veranicos que outras cultivares. Tem moderada resistência à mancha parda e à escaldadura, e é considerada moderadamente suscetível à mancha-de-grãos e à brusone. Os grãos são de classe agulhinha, com alto rendimento de inteiros (58,2%), boa qualidade de cocção, porém com certa incidência de manchas brancas, o que lhe confere uma menor translucidez. Devido ao conjunto de suas características, é a cultivar que oferece maior segurança de colheita para o produtor, em diferentes condições de cultivo (SOARES et al., 2005; BRESEGHELLO; MORAIS; CASTRO, 2006). Daí ser chamada Curinga.

Anteriormente, o critério adotado para a aplicação da vazão diária foi a concentração de sólidos suspensos (SS). Durante a partida do sistema, o funcionamento diário foi de 4 minutos na primeira e terceira semanas e de 8 minutos na segunda e quarta semanas. Posteriormente, o funcionamento passou para 15 minutos diários, por um mês. Após o segundo mês, o tempo de funcionamento diário foi redefinido, sendo mantido em 8 minutos. A redefinição foi feita, pois se decidiu mudar o critério de aplicação levando-se em conta a carga de DBO, por ser um critério mais utilizado universalmente, e que

representa um parâmetro de maior importância no tratamento de efluentes, ao invés da carga baseada nos sólidos suspensos.

O dimensionamento dos SACH foi baseado na taxa de aplicação volumétrica, a qual foi calculada com base nas recomendações da USEPA (2000), que é de $6 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-2}$ de DBO, adaptando-a as condições exigidas pela legislação de Minas Gerais. Assumindo-se uma carga máxima média de $10 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de DBO, e uma concentração DBO média de 2000 mg L^{-1} , a área superficial do SACH, que é de $0,6 \text{ m}^2$ permitia a aplicação máxima nos SACV de aproximadamente 3 L d^{-1} . Daí, foi-se mantida a aplicação de aproximadamente 3 L d^{-1} . Essa aplicação foi intermitente, aplicada de uma só vez no início do dia. A aplicação era feita nos SACV que distribuíam a vazão para o SACH.

Pelas dimensões do sistema, o volume total dos wetlands foi de $0,3 \text{ m}^3$. Para este cálculo, considerou-se o comprimento total (1,20 m), a largura total (0,50 m) e a altura total molhada (0,50 m). A porosidade média da brita utilizada como meio suporte foi estimada em aproximadamente $0,454 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$. Portanto, o volume útil do sistema, considerando-se o volume total e a porosidade do meio, é de aproximadamente $0,136 \text{ m}^3$. Assim, estimou-se o tempo de detenção hidráulica (TDH) teórico no SACH, que é o quociente entre o volume útil (m^3) e a vazão diária ($\text{m}^3 \text{ dia}^{-1}$). O TDH teórico dos SACH foi estimado em 45,4 dias. Nas Figuras 3 e 4 estão detalhados os SACV, SACH, o sistema de aplicação e os filtros inseridos nos wetlands.

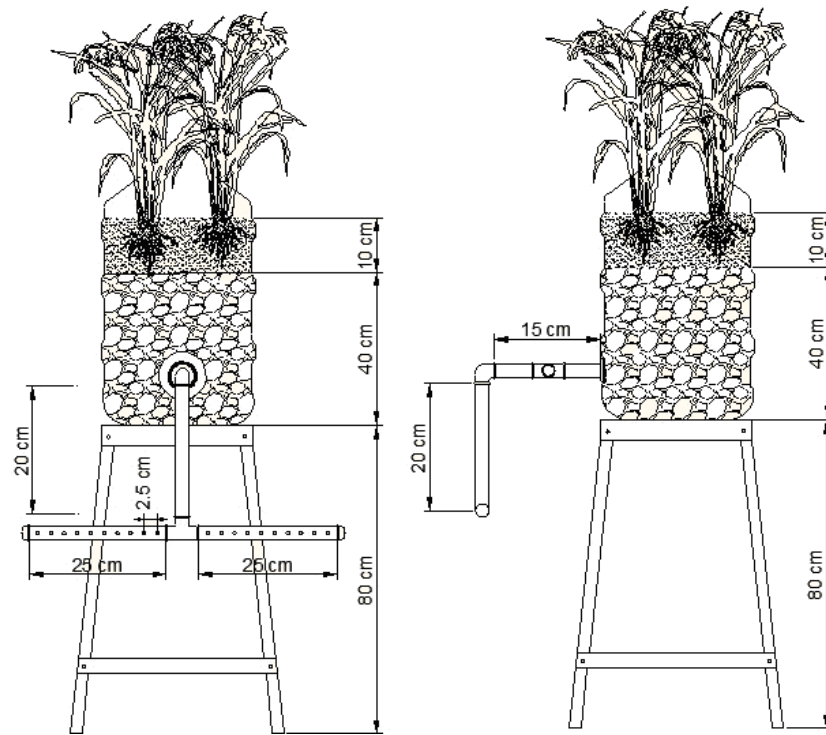


Figura 3 Esquema dos sistemas alagados construídos de escoamento vertical (SACV)

Nota: Vista frontal e lateral.

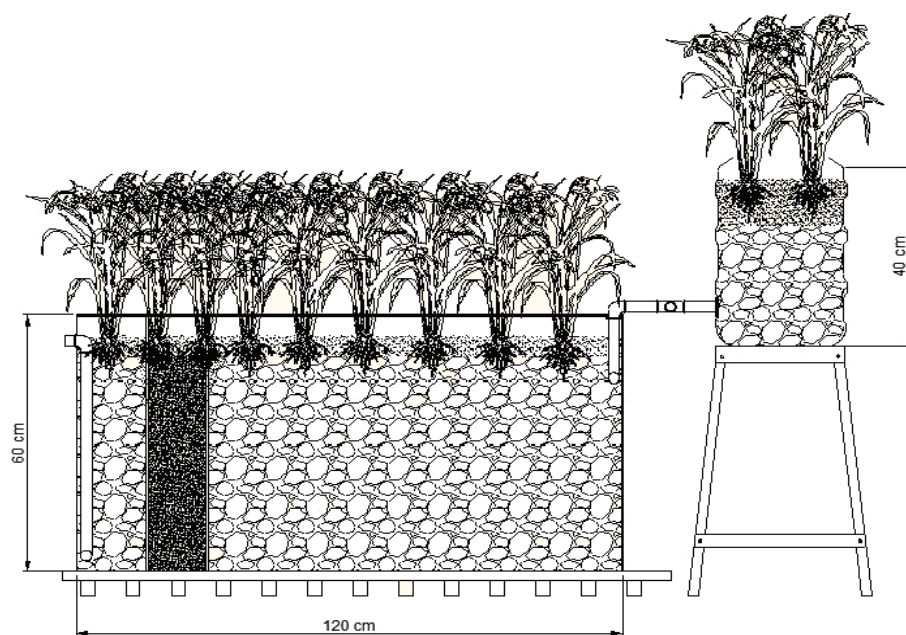


Figura 4 Sistemas alagados construídos de escoamento horizontal (SACH)

Nota: Vista longitudinal com detalhe do filtro inserido.

O sistema de distribuição no SACH aplicou o efluente 20 cm abaixo da superfície do sistema. Foram utilizados tubos de PVC de $\frac{3}{4}$ ". O espaçamento entre os orifícios foi de 2,5 cm. Os furos foram feitos com broca n° 3/16, mantendo um padrão com vistas à minimização da perda de carga no sistema de distribuição, de modo que a perda de carga nos orifícios controlasse o fluxo. Semelhantemente, o tubo de coleta foi projetado para minimizar o potencial de curtos-circuitos e maximizar a coleta uniforme do efluente. Assim, a tubulação de coleta apresentou o mesmo critério de dimensionamento da tubulação de distribuição, conforme recomendações da USEPA (2000).

2.4 Amostragem e análises experimentais

As amostragens da ARS foram realizadas semanalmente, através de amostras simples. O efluente do sistema anaeróbio coletado no decantador final foi bombeado para outro reservatório, de onde o efluente anaeróbio era bombeado e aplicado nos wetlands.

2.4.1 Água residuária da suinocultura (ARS)

As amostras dos SACV foram coletadas em torneiras, antes da ARS adentrar nos SACH. Foram coletados cerca de 200 mL em cada SACV, formando assim uma amostra composta representando o efluente dos SACV.

Nos SACH, inicialmente as amostras foram coletadas diretamente nos recipientes para análise em laboratório, mas sua representatividade foi questionada, uma vez que a maior parte da vazão de saída dos SAC's não era coletada, e a coleta pontual poderia subestimar ou superestimar os resultados analíticos. Por isso, as amostras passaram a ser coletadas em baldes, onde toda a vazão de saída dos wetlands era coletada, homogeneizando, portanto as amostras. Os recipientes para coleta do efluente dos sistemas wetlands construídos eram limpos e lavados sempre um dia antes das coletas, para evitar contaminações por algas e sólidos, que podiam se acumular durante a coleta.

As análises no efluente realizadas para avaliação da eficiência do sistema de tratamento foram: nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e potencial hidrogeniônico (pH), conduzidas no Laboratório de Análises de Água do Departamento de Engenharia (LAADEG) da UFLA, de acordo com recomendações do *Standard Methods for the Examination Water and Wastewater* (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, APHA et al., 2005).

Semanalmente, as amostras foram preservadas em frascos de 10 mL, em duplicata, e congeladas para posterior análise por cromatografia iônica, em que foram estimadas as concentrações de íons amônio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) por cromatógrafo ICS 1100, marca Dionex, USA, operando com um detector de condutividade DS6. As colunas usadas foram Ion Pack AS23 para ânions e Ion Pack CS12A para cátions. Os eluentes usados foram 45 mM de Na_2CO_3 /14 mM de NaHCO_3 , para ânions, e 20 mM de H_2SO_4 , para cátions, com o fluxo de $0.25 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ e volume de injeção de $20 \mu\text{L}$, em que foram analisados os seguintes cátions: K^+ , Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Li^+ e NH_4^+ , e ânions, NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , F^- , Br^- e SO_4^- . Essas análises foram conduzidas no Departamento de Solos da UFLA, no Laboratório de Poluição do Solo e Qualidade Ambiental. Contudo, somente os resultados referentes a NO_3^- , NO_2^- são apresentados nos resultados deste capítulo.

A estimativa da eficiência de remoção de NTK dos sistemas foi calculada a cada amostragem. Esse valor foi denominado eficiência corrigida do sistema, pois era composto pela média das eficiências individuais, ou seja, de cada amostragem. Ao utilizar-se a concentração média total de N para calcular a média dos SAC's e, a partir desta, estimar as eficiências de remoção em cada SAC híbrido, os valores foram superestimados. A eficiência calculada a cada amostragem se mostrou mais coerente do ponto de vista estatístico, apresentando, contudo, valores menores.

O aporte de N aos SAC's foi estimado por meio da multiplicação das vazões diárias aplicadas (L d^{-1}) em cada sistema e da concentração afluyente nos SAC's (g L^{-1}), dividindo-se pela área superficial de cada SACH, a saber, $0,6 \text{ m}^2$. Os valores obtidos foram em $\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, sendo posteriormente convertidos para $\text{kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$, que é a unidade apresentada no texto.

Os resultados foram agrupados em tabelas e as médias dos SAC's combinados foram testadas por análise de variância (ANOVA). Sendo o F

significativo, procedeu-se ao teste “t” de Student considerando dados não dependentes e variâncias diferentes, para diferenças significativas entre as médias. Para comparar valores de entrada e saída, foi utilizado o teste “t” de Student considerando dados pareados. Foi utilizada uma planilha com funções em *Visual basic* (VBA) para realização da ANOVA e o software Microsoft Excel 2007 para realização dos testes de médias.

2.4.2 Plantas

Ao final do ciclo de cultivo do arroz, as plantas foram colhidas e um novo ciclo de produção foi iniciado com o plantio de mudas com cerca de 15 dias de idade após a germinação. Ao final do ciclo produtivo, colheram-se as folhas para análise dos teores foliares. Os seguintes elementos foram analisados: N, P, K, Mg, Ca, S, B, Cu, Zn, Mn e Fe. Neste capítulo, contudo estão apresentados somente os valores referentes ao nitrogênio (N). As análises foram conduzidas no Laboratório de Análise Foliar do Departamento de Química da UFLA, de acordo com Malavolta, Vitti e Oliveira (1997). Foram colhidas as folhas recém-maduras que formam um “Y” (folha bandeira) em relação à folha nova e enrolada acima, conforme recomendações técnicas de Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Embrapa (2012).

As panículas foram colhidas e os grãos foram separados por máquina de limpeza de arroz, a qual separava os grãos cheios dos grãos chochos. Após essa separação, os grãos cheios foram beneficiados, removendo-se a casca e procedendo ao polimento dos grãos, fazendo-se ainda a separação entre grãos inteiros e quebrados, para estimativa do rendimento. Foram estimadas as produtividades do arroz nos SACV e SACH para fins de comparação com cultivos convencionais. Ainda, foram feitas análises microbiológicas nos grãos para verificar a contaminação dos mesmos por coliformes, e assim, indicar ou

não alimento para consumo humano ou animal. Nestas análises foram colocados 25 gramas de grãos em 225 mL de água peptonada, e deixados sob agitação por 30 minutos. Após esse tempo, o sobrenadante foi utilizado no teste para coliformes totais e fecais, seguindo a metodologia de tubos múltiplos, conforme APHA et al. (2005).

2.4.3 Solo

Os solos utilizados nos SAC's foram coletados em locais distintos. O latossolo vermelho amarelo (LVA) foi coletado em uma trincheira sob mata, localizada próximo ao cafezal da UFLA. O latossolo vermelho distroférico (LVd) foi coletado em barranco próximo ao canil da UFLA, no Departamento de Zootecnia. Foram retiradas amostras do horizonte B dos solos, a fim de evitar interferências de matéria orgânica na adsorção de elementos da ARS.

Os solos utilizados nos filtros também foram amostrados ao final do experimento, após os dois ciclos de cultivo do arroz. As amostras foram retiradas após 9 meses de funcionamento dos SAC's e submetidas à análise de rotina no laboratório de análise de solos do Departamento de Ciências do Solo (DCS) da UFLA conforme recomendações do Programa Interlaboratorial de Controle de Qualidade em Análise de Solo, PROFERT, MG (2005). Os seguintes parâmetros foram analisados: pH em água, P, Na, K, Ca, Mg, Al, H+Al, soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica efetiva (t), capacidade de troca catiônica a pH 7,0 (T), índice de saturação por bases (V), índice de saturação de alumínio (m) e fósforo remanescente (P-Rem), além de matéria orgânica (MO), Zn, Fe, Mn, Cu e S. As amostras do LVA e LVd foram analisadas antes e após o funcionamento do sistema. As amostras foram retiradas em três profundidades: 0 - 20 cm, 20 - 40 cm e 40 - 60 cm. A caracterização dos solos antes de seu uso nos SAC's está apresentada na Tabela 1.

Tabela 1 Caracterização inicial dos latossolos utilizados nos SACH

Amostra	pH	P	K	Na	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	t	T
----- mg dm ⁻³ -----				----- cmolc dm ⁻³ -----							
LVA	5,8	1,42	18,72	21,16	0,3	0,1	0	3,24	0,45	0,45	3,69
LVD	5,7	1,42	51,48	5,52	0,2	0,1	0	2,32	0,43	0,43	2,75

Amostra	V	m	M.O.	P-Rem	Zn	Fe	Mn	Cu	S
----- % -----		dag	kg ⁻¹	mg L ⁻¹	-----mg dm ⁻³ -----				
LVA	12,14	40	1,29	15,04	1,42	37,72	2,72	0,69	15,56
LVD	15,71	0	1,41	1,07	1,87	12,09	1,93	1,37	35,88

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores de Nitrogênio Total Kejl Dahl (NTK), amônio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) e apresentaram grande variação durante o período experimental como pode ser visto nas Figuras 5, 6, 7 e 8, respectivamente. Diversos autores reportam este mesmo comportamento em efluentes de vários tipos (KADLEC; WALLACE, 2008; ZHOU; NAKASHIMADA; HOSOMI, 2009; VYMAZAL, 2011), por motivos variados.

3.1 Remoção de nitrogênio nos sistemas alagados construídos – SAC`s

Em nosso estudo, a suinocultura em que se encontram as matrizes possui diversos experimentos em andamento ao longo do ano, cada qual com seus tratamentos e manejos específicos. Não há padronização em relação à quantidade de água utilizada e frequência nas lavagens, o que representa grande fonte de variação da concentração de elementos e poluentes. Essas vicissitudes podem explicar a variação na concentração da ARS afluente ao sistema anaeróbico, cujo efluente era aplicado aos sistemas wetlands e, por conseguinte, a variação nos teores das demais formas nitrogenadas.

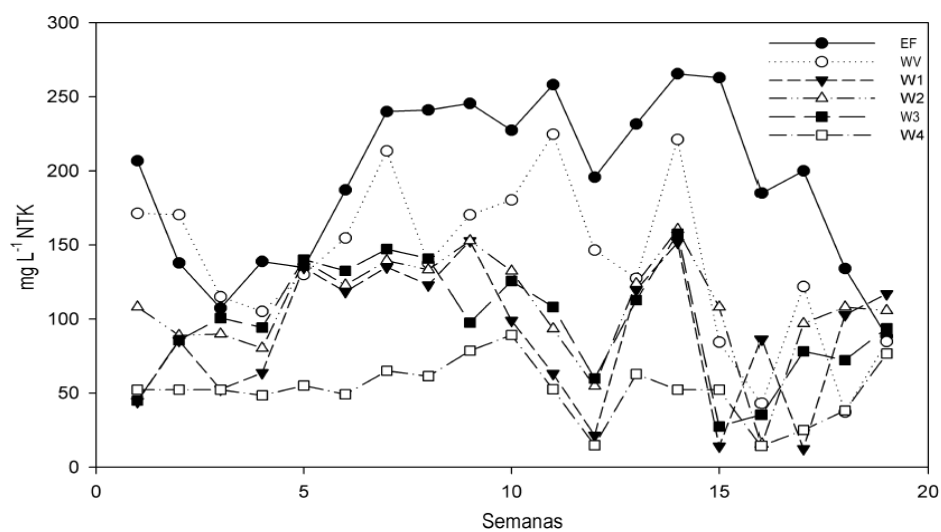


Figura 5 Teores de Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK) nos efluentes dos SAC's

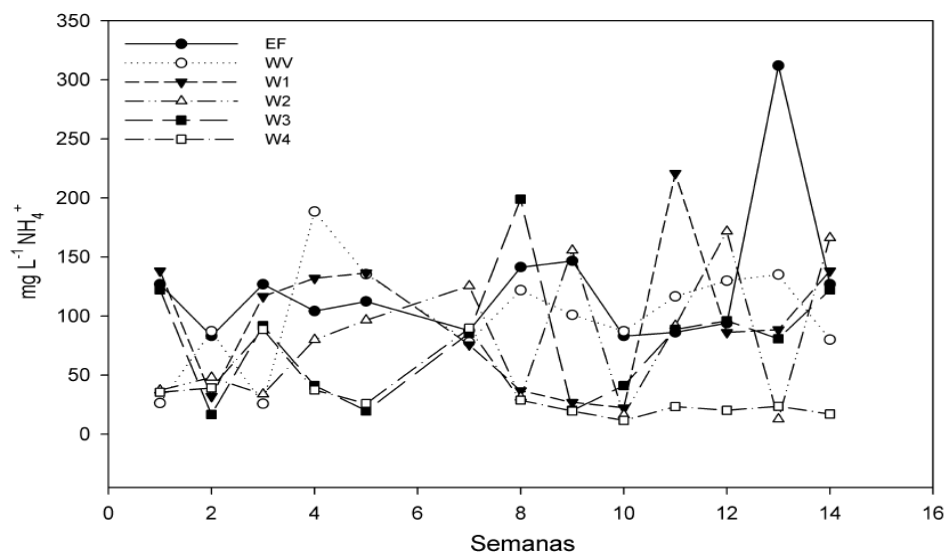


Figura 6 Teores de amônio (NH_4^+) nos efluentes dos SAC's

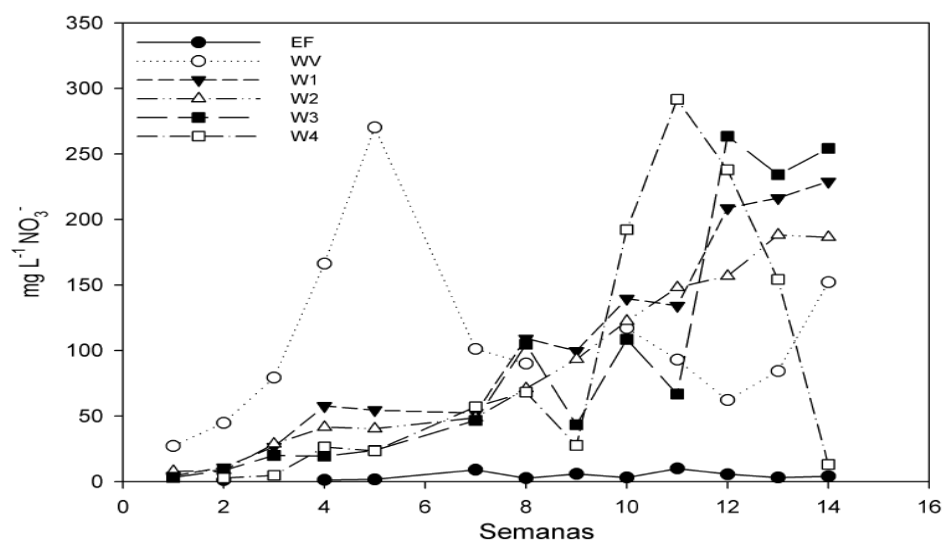


Figura 7 Teores de Nitrato (NO₃⁻) nos efluentes dos SAC's

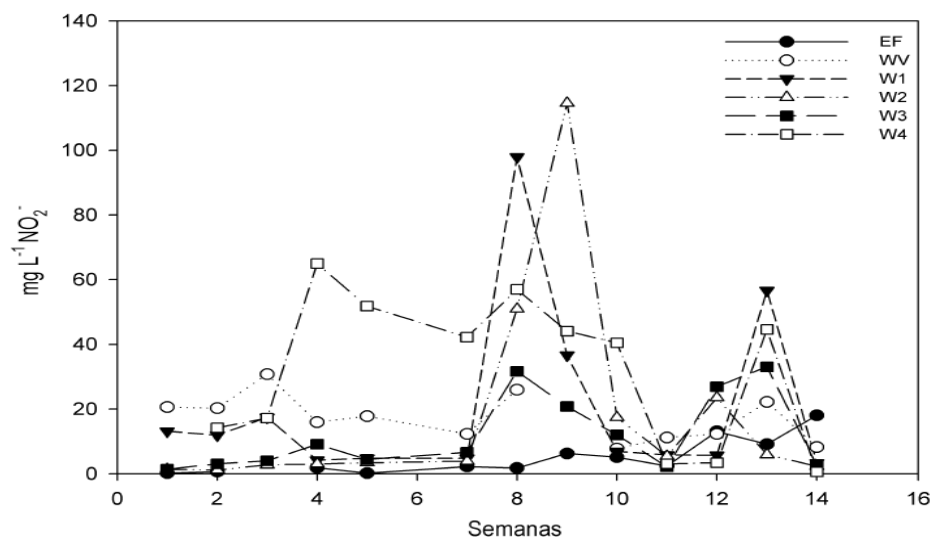


Figura 8 Teores de Nitrito (NO₂⁻) nos efluentes dos SAC's

Em geral, houve decréscimo nas concentrações de NTK afluente e efluente dos sistemas. Observa-se, contudo, que algumas vezes houve aumento

da concentração de NTK em unidades à jusante (Figura 5). Esse comportamento pode estar associado aos aumentos de vazão não intencionais, causados por variações no funcionamento da bomba hidráulica, os quais podem ter promovido o arraste de partículas e sólidos, e por causa da velocidade maior não têm tempo de sedimentação adequado. A energia elétrica no local apresentava constantes interrupções em seu fornecimento, e cortes frequentes. Esses cortes alteraram a programação diária de aplicação de efluente, aumentando muito a vazão e conseqüentemente, as concentrações em outras partes do sistema. Ademais, bactérias que não participam de biofilmes e estão suspensas no meio podem não ser removidas na decantação final, contribuindo para a deterioração do efluente em termos de sólidos, matéria orgânica e patogênicos (SPERLING, 2005). Eventualmente, aumentos nas concentrações desses elementos estão associados a aumentos nas concentrações de nutrientes, como o nitrogênio.

Observa-se que na média, as vazões aplicadas não diferiram significativamente entre si pelo teste t ($p < 0,05$) (Tabela 2). Esperavam-se concentrações efluentes no W3 maiores em função da vazão aparentemente maior e, por conseguinte, do menor TDH. Contudo, o W3 não apresentou teores efluentes de NTK maiores que os demais sistemas. Isso nos sugere que o fator vazão não tenha interferido na eficiência de remoção deste elemento neste sistema específico em relação aos demais, conforme confirmado pelos testes estatísticos.

A concentração média de NTK aplicada aos wetlands verticais (SACV) foi de 194 mg L^{-1} (Tabela 2). O efluente do SACV apresentou valores médios de 139 mg L^{-1} , representando redução de 28%. Essa redução pode estar associada à oxidação de amônia a nitrato, sob condições aeróbias no SACV. As figuras 7 e 8, que mostram teores de NO_2^- e NO_3^- , respectivamente, apresentam teores bem maiores no efluente do SACV em relação à ARS afluyente (EF) ao sistema, o que sugere que a nitrificação ocorreu de forma satisfatória no SACV.

Destaca-se a aplicação diária de N nos SAC's. Os valores aplicados estão abaixo de trabalhos de outros pesquisadores, que aplicam até 30 vezes mais $\text{kg ha}^{-1}\text{d}^{-1}$ de N. Contudo, as cargas aplicadas (em média $11,9 \text{ kg ha}^{-1}\text{d}^{-1}$) foram satisfatórias do ponto de vista nutricional das culturas implantadas, fornecendo a quantidade diária requerida para o bom desenvolvimento das culturas nos SAC's.

Tabela 2 Concentrações médias de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) na ARS e nos efluentes dos wetlands vertical e horizontal, eficiências de remoção e carga de nitrogênio aplicada aos sistemas em função da vazão média

	Afluente	SACV	W1	W2	W3	W4
NTK (mg L^{-1})	194	138	89b	108b	97b	52a
Eficiência (%)	-	28	53b	44b	49b	73a
Vazão (L d^{-1})	-	3,5a	3,4a	3,4a	4,0a	3,3a
Carga de N ($\text{kg ha}^{-2} \text{d}^{-1}$)	-	-	11,5	11,5	13,6	11,2

Médias seguidas por uma mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste "t" em 5% de nível de significância.

A Figura 6 apresenta concentrações de NH_4^+ nos sistemas, e indica valores maiores na ARS afluente ao sistema (EF) do que no efluente do SACV. Esse resultado também sugere que o tratamento anaeróbico não seja tão eficiente na remoção de NH_4^+ , sendo de fundamental importância a presença de etapas aeróbicas com vistas à oxidação desta forma nitrogenada, facilitando assim processos de desnitrificação em sistemas a jusante. O SACV, por outro lado, mostrou-se eficiente na transformação do N amoniacal em outras formas mais oxidadas, como nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). Segundo Brix (2005), nos SACV não saturados há elevadas taxas de nitrificação devido às condições totalmente aeróbicas no meio filtrante, tornando a desnitrificação praticamente nula. Por sua vez, nos SACH em que há predomínio de condições anóxicas e anaeróbicas, há

prevalência de desnitrificação. Na Tabela 3 estão apresentados os teores médios de amônio, nitrito e nitrato em cada unidade experimental.

Neste estudo, as lâminas aplicadas foram pequenas, e provavelmente condições aeróbias prevaleceram nos SACV, mesmo durante o período de aplicação. Resultados de Zhou, Hou e Hosomi (2008) indicam que em SACV não inundados a remoção de NTK foi melhor provavelmente pela atuação conjunta de processos de nitrificação-desnitrificação sob condições anóxicas e aeróbias. Este processo pode reduzir a volatilização de amônia nos SACH porque há redução da concentração de NH_3 , o que é bastante interessante, pois diminui o risco de toxidez às plantas quando elevadas cargas de N são aplicadas em wetlands (POACH et al., 2007). Há indícios de que o melhor desempenho dos wetlands à jusante do SACV na remoção de N foi devido à nitrificação parcial da ARS promovida à montante, nos SACV. Contudo, a conversão entre as formas de N não tem representação direta na remoção deste elemento nos SAC's.

Tabela 3 Concentrações médias de nitrogênio em suas formas iônicas e pH no afluente e efluente dos sistemas

	EF	SACV	W1	W2	W3	W4
----- mg L ⁻¹ -----						
NO_2^-	5,1	17,1	20,7a	18,1a	12,1ab	31,9ac
NO_3^-	4,3	107,3	103,3a	87,8a	92,1a	91,6a
NH_4^+	125,3	101,0	96,2a	82,0a	78,8a	35,3b
pH	8,0	7,8	7,7	7,6	7,9	7,9

Médias seguidas por uma mesma letra nas linhas não diferem estatisticamente entre si pelo teste “t” em 5% de nível de significância.

Os wetlands horizontais, W1, W2, W3 e W4 apresentaram eficiências médias de remoção de NTK de 54, 44, 50 e 73%, respectivamente. A presença

dos filtros de argila no W1 (LVd) e no W2 (LVA) em relação ao SACH controle (W3) que continha somente brita não diferenciou significativamente aqueles sistemas no que concerne a remoção de N, uma vez que suas médias não foram estatisticamente diferentes ($p < 0,05$).

Quanto às concentrações efluentes de NO_3^- também não houve diferenças significativas dos valores médios entre os tratamentos. Contudo, essa comparação deve ser cuidadosa pois a presença de condições diferentes em cada sistema pode influenciar bastante a dinâmica de elementos químicos. Em SACH de escoamento subsuperficial há em geral, predomínio de condições anóxicas e anaeróbias, o que favorece a remoção de NO_3^- que é utilizado como acceptor de elétrons, sendo reduzido a N_2 . No presente estudo entretanto, parece que tais condições necessárias para desnitrificação não ocorreram, pois houve tendência de aumento das concentrações de NO_3^- e NO_2^- no efluente dos SACH. Esse aumento se evidenciou mais após o desenvolvimento das plantas nos sistemas. Sabe-se que as raízes de arroz possuem aerênquimas, que são responsáveis por armazenar O_2 atmosférico nos tecidos radiculares, liberando esse gás no meio, promovendo assim a oxigenação do meio. A Figura 7 apresenta este aumento gradativo de NO_3^- no efluente dos SACH, que provavelmente está relacionado à difusão de oxigênio no meio por meio das raízes das plantas.

A respeito do NH_4^+ , as concentrações efluentes nos também não diferiram entre si nos SACH (W1, W2 e W3), mas, o W4 apresentou diferença significativa tendo menores valores. Os dois sistemas que continham filtros também não apresentaram diferença nos teores de NH_4^+ . As condições de pH mais elevado, especialmente durante as fases iniciais no W4 podem ter favorecido a volatilização de NH_4^+ , redundando em reduzidas concentrações desta forma nitrogenada. Mas, a conversão de NH_4^+ a NO_2^- e NO_3^- também parece ter sido uma via que contribuiu para redução nos teores de amônio.

Entretanto, os solos apresentaram características distintas. O LVA apesar de ter sido coletado na mata, apresentava teores nutricionais menores que o LVd, o que poder ter contribuído para o melhor desenvolvimento das plantas em W1 que em W2. Os valores das análises de solo antes e após a realização do experimento podem ser vistos na Tabela 4. É possível notar que os teores de K foram bem maiores no LVd (51,48) que no LVA (18,72). Ademais, com a aplicação da ARS houve aporte de nutrientes no sistema, assim como no solo, o que pode ter favorecido o desenvolvimento das plantas em W1. Uma vez melhor desenvolvidas, com sistema radicular e folhas maiores, a remoção de N pode ter sido mais eficiente nestes sistemas.

É interessante ressaltar que a nitrificação pode ter acontecido também nos SACH, pois com a difusão de O_2 na rizosfera, havia condições favoráveis para oxidação de N amoniacal a N nítrico. A tabela 2 apresenta reduções adicionais de NTK nos SACH, além daquelas nos SACV. Essas reduções podem ser devidas às condições aeróbias/anóxicas no meio, as quais foram capazes de promover nitrificação e desnitrificação também nos SACH.

Tabela 4 Teores de elementos nos solos antes e depois do funcionamento dos sistemas wetlands

Amostra	pH	mg dm ⁻³					cmolc dm ⁻³				
		P	K	Na	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	t	T
LVA	5,8	1,42	18,72	21,16	0,3	0,1	0	3,24	0,45	0,45	3,69
LVD	5,7	1,42	51,48	5,52	0,2	0,1	0	2,32	0,43	0,43	2,75
W1											
0-20	6,8	6,16	360,64	9,20	1,7	0,9	0	1,66	3,58	3,58	5,24
W1											
20-40	7	2,60	349,44	23,00	1,3	0,8	0	1,86	3,00	3,00	4,86
W1											
40-60	7	3,21	308,88	15,64	1,4	0,8	0	1,86	2,99	2,99	4,85
W2											
0-20	7,1	9,45	405,6	11,04	1,6	1,1	0	1,33	3,74	3,74	5,07
W2											
20-40	7,3	17,51	355,68	11,04	1,6	1,0	0	1,66	3,51	3,51	5,17
W2											
40-60	7,3	5,47	299,52	14,72	1,4	0,9	0	1,66	3,07	3,07	4,73

Amostra	V	m	M.O.	P-Rem	Zn	Fe	Mn	Cu	S
LVA	12,14	40	1,29	15,04	1,42	37,72	2,72	0,69	15,56
LVD	15,71	0	1,41	1,07	1,87	12,09	1,93	1,37	35,88
W1									
0-20	68,24	0	1,29	0,72	5,49	53,55	21,44	2,24	35,88
W1									
20-40	61,65	0	1,41	1,25	10,17	46,78	15,60	1,86	34,91
W1									
40-60	61,69	0	1,29	0,89	15,05	54,79	15,05	1,79	36,88
W2									
0-20	73,77	0	1,64	5,47	15,35	392,53	8,50	1,41	43,65
W2									
20-40	67,93	0	1,41	5,95	12,71	460,99	9,46	1,52	38,98
W2									
40-60	64,86	0	1,29	5,16	10,3	446,03	8,41	1,42	21,82

pH em água; P, Na⁺, K⁺, Fe, Zn, Mn, Cu = extrator Mehlich 1; Ca²⁺, Mg²⁺ e Al³⁺ = extrator KCl 1 mol L⁻¹; H + Al = extrator acetato de cálcio 0,5 mol L⁻¹ pH 7,0; SB = soma de bases trocáveis; t = capacidade de troca catiônica efetiva; T = capacidade de troca catiônica a pH 7,0; V = índice de saturação de bases; m = índice de saturação de alumínio; ISNa = índice de saturação de sódio; MO = carbono orgânico* 1,724 = Walkley-Black; N = total = nitrogênio total – Kjeldahl; P-rem = fósforo remanescente; B = extrator água quente; e S = extrator fosfato monocálcico em ácido acético.

No primeiro cultivo, a produtividade do W1 foi menor que a do W2 (Tabela 5), devido principalmente ao ataque de pragas e doenças. O teor de matéria seca, contudo, não diferiu significativamente. Esse comportamento sugere concentrações efluentes de NTK em W2 menores que em W1, mas o observado foi o oposto. No segundo cultivo, a produtividade do W1 sobrepujou em muito a do W2, e os teores foliares e produção de matéria seca foram basicamente os mesmos. Há uma justificativa plausível para as menores concentrações efluentes em W1 que em W2. Na Figura 5 pode-se observar também que na maior parte das amostragens os teores de NTK efluente em W1 foram menores que em W2. Ademais, a presença do LVd no W1 pode ter favorecido maior interação deste elemento com o complexo sortivo do solo, o qual liberando o nutriente para as plantas através das raízes, diminuía as concentrações de saída de NT no W1.

Tabela 5 Teor de nitrogênio foliar nas plantas cultivadas nos SAC's nos dois ciclos (C)

SAC	Cultura	C ₁	C ₂
		-----g kg ⁻¹ -----	
SACV	Arroz	27,1	34,8
W1		43,1	29,9
W2		46,5	30,1
W3		44,0	32,4
W4	Tiririca	18,6	26,6

C₁ – Primeira colheita; C₂ – segunda colheita

Outra possível causa para esse comportamento diferenciado entre os dois sistemas pode ser o desempenho individual do SACV associado a cada SACH. Como não foram diferenciados quanto à amostragem da AR, essa possível diferença não pode ser estabelecida ou confirmada, mas ainda assim é possível que tenha havido diferenças entre os SACV. Assim, o SACV associado

ao W1 pode ter sido mais eficiente na nitrificação que o SACV associado ao W2, o que pode ter aumentado a concentração de NO_3^- no efluente do W1. Caso haja concentração em excesso de algum elemento, a absorção pode ser reduzida ou a toxidez às plantas pode ocorrer. Sintomas de toxidez não foram observados neste plantio, a não ser em plantas localizadas após os filtros, mas somente em algumas folhas. Assim, é possível que tenha havido um aumento da concentração de NO_3^- devido à maior eficiência do SACV associado ao W1 na nitrificação, promovendo efluente do W1 com maior teor deste ânion.

Dechen e Nachtigall (2007) reportam que as plantas absorvem a maior parte do N em forma de íons NH_4^+ ou NO_3^- . Com exceção do arroz, os cultivos agrícolas absorvem mais NO_3^- ; no entanto, em estudos recentes, verificou-se que a maioria das culturas pode absorver quantidades apreciáveis de NH_4^+ , quando na solução do solo. Heinrichs et al. (2006) informaram que o arroz apresentou maior recuperação de N sob a forma amoniacal. Como nos sistemas foram utilizados solos diferentes, pode ser que o LVA, utilizado no W2 tenha adsorvido mais nitrato e amônio em seus colóides que o LVd (W1), o que poderia explicar tais diferenças. A adsorção do nitrato pelo solo tem relevância direta na sua dinâmica e, conseqüentemente, no manejo da adição desse ânion, seja por fertilização mineral ou aplicação de vários resíduos de origem agrícola ou industrial (ALCÂNTARA; CAMARGO, 2005). As características iniciais dos solos são bastante próximas, exceto por alguns parâmetros, mas em relação àqueles que poderiam influir diretamente na adsorção de ânions a semelhança permanece.

Um dos fatos importantes na absorção de N sob a forma de NH_4^+ é que esta forma é prontamente assimilada pela planta para a formação de

aminoácidos, enquanto o NO_3^- precisa ser reduzido internamente a NH_4^+ para assimilação pela planta, o que requer energia, proporcionada por carboidratos, que poderiam ser utilizados para o crescimento ou para formação de grãos (DECHEN; NACHTIGALL, 2007).

As condições químicas do meio também apresentam grande importância nos processos de remoção de elementos químicos. Vymazal (2011) cita resultados de outros trabalhos que reportam remoções entre 33% (KADLEC; WALLACE, 2008) e 43% (VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008) de NT, reportando que tais remoções são em geral consideradas baixas devido a pouca nitrificação em sistemas alagados isolados. Baixas eficiências, entre 9 - 24%, foram reportadas por Lee et al. (2004), que estudaram SACH subsuperficiais sob altas cargas de N ($125, 262$ e $64 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$) com variação de três tempos de detenção hidráulica (TDH), $8,5 - 4,5$ e $14,7$ dias. Neste trabalho, as cargas de N foram em média $14,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$, com TDH reais de cerca de 5 dias (Vide Capítulo 4).

A combinação de SACV com SACH, como foi feita neste estudo, é sugerida com vistas às condições favoráveis para redução do NO_3^- formado durante a nitrificação nos SACV (BRIX, 2005; VYMAZAL, 2007; KADLEC; WALLACE, 2008; VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008). Há indícios de que essa combinação pode ter sido favorável a maiores eficiências de remoção nesse experimento, como sugerido pelas elevadas taxas de remoção nos sistemas combinados. Observando-se também a Figuras 7 e 8, vê-se que os teores das formas oxidadas de N (NO_2^- e NO_3^-) foram muito maiores após a passagem da ARS pelo SACV,

confirmando a transformação do NH_4^+ sob condição aeróbia nos SACV em nitrito e nitrato.

O W4 foi inicialmente plantado com arroz, mas, houve toxidez, provavelmente devido à eutrofização do meio pela aplicação de elevadas cargas orgânicas diárias, provocando a morte das plantas. Assim, foram deixadas plantas espontâneas que ocorreram no sistema naturalmente, as quais também não suportaram as condições eutróficas do meio e pereceram. Finalmente, foi plantada tiririca (*Cyperus* sp.), a qual obteve um desenvolvimento satisfatório. Além desta diferença, W4 possuía fluxo superficial, o que, sob condição eutrófica, promoveu o desenvolvimento de algas, que logo cobriram todo o sistema. Esses organismos, ao respirarem removem CO_2 do meio, elevando o pH do sistema, que em média foi 7,93 (Tabela 3), se mantendo sempre maior que os demais SACH. A alcalinidade do W4 sempre se mostrou maior que as dos demais sistemas, indicando que havia condições satisfatórias para liberação de NH_4^+ , corroborando tal condição.

Esta condição de pH elevado, bem próximo de 8 é muitíssimo favorável à volatilização de nitrogênio amoniacal (NH_3) do meio, visto ser esta a forma química predominante (SPERLING, 2005). As concentrações de NH_4^+ do W4 em relação ao afluente (EF) foram em média 67% menores, indicando grande redução na concentração desta forma de N. A volatilização deste cátion pode ter sido o principal fator responsável por esta redução, uma vez que diversos elementos favoráveis a esse processo se sucederam no W4, a saber, pH elevado, desenvolvimento de algas, altas taxas de respiração que leva a redução de CO_2 e aumento da alcalinidade do meio. A remoção de NO_2^- e NO_3^- é

difícil de ser discutida pois os valores afluentes aos SACV se mostraram bastante pequenos em relação à saída, uma vez que a sua formação se dá sob condições aeróbias, proporcionadas no SACV. Contudo, em relação ao efluente do SACV, houve reduções de nitrato (NO_3^-) nos SACH, possivelmente devido à atuação da vegetação na absorção deste ânion e a possível condição reduzida no meio. Entretanto o nitrito apresentou aumento de sua concentração, muito provavelmente devido à não ocorrência de condições anóxicas no meio, como pode ser sugerido por meio da Figura 7, na qual visualiza-se aumento gradativo das concentrações de NO_3^- no efluente dos SACH. É possível que as condições do meio em W4 tenham sido menos oxidadas que nos demais SACH, uma vez que W4 apresentou menores teores de nitrato devido, provavelmente, à sua redução química. Por outro lado, o meio parece ter apresentado condições anóxicas suficientes para produzir nitrito (NO_2^-).

Quanto aos teores foliares na vegetação ali implantada, a saber, tiririca, o teor ao final de 120 dias (período igual ao do cultivo do arroz) foi de $18,6 \text{ g kg}^{-1}$ de N (Tabela 5), indicando também que a vegetação apresenta de fato papel importantíssimo na absorção de nutrientes de águas residuárias. No segundo cultivo, após o corte da primeira etapa, o teor foliar de N foi $26,6 \text{ g kg}^{-1}$, corroborando o importante papel da vegetação e do seu manejo associados às condições do meio, para redução da concentração de NT nas águas residuárias. Alguns autores associam a remoção pela vegetação perfazendo cerca de 5%. Mas, a maioria das plantas utilizadas em wetlands não são produtoras de grãos, como o arroz, em que há grandes taxas de absorção e translocação de nutrientes para os grãos. Os teores de N nos tecidos foliares representaram remoção de 310 kg ha^{-1} de N, para o primeiro cultivo e $443,33 \text{ kg ha}^{-1}$ de N para o segundo cultivo.

3.2 Atuação de microrganismos e vegetação na remoção de Nitrogênio Total

É possível também que alguma parte do NT tenha sido imobilizada/mineralizada no meio por microrganismos através de rotas biogeoquímicas. Sousa, Leite e Luna (2001) reportam remoções de NT entre 76 e 87%, atribuindo a conversão de NH_4^+ ao processo assimilatório dos microrganismos e macrófitas, além da nitrificação pela difusão de O_2 para a rizosfera, através dos aerênquimas. Posteriormente, sob condições anóxicas nas camadas subsuperficiais, pode ter havido conversão de NO_3^- e NO_2^- em N_2 , ou seja, desnitrificação.

A presença de organismos autotróficos, como algas, foi observada na superfície de todos os wetlands, o que também pode ter contribuído para a oxigenação do meio, criando condições favoráveis para ocorrência de nitrificação de amônio e desnitrificação de nitrato nos SACH. Concomitantemente à vegetação, o desenvolvimento de microrganismos é fator primordial para uma elevada eficiência em sistemas de tratamento de águas residuárias, uma vez que processos microbiológicos representam o principal mecanismo de remoção de nitrogênio em wetlands, incluindo processos de nitrificação, desnitrificação e físico-químicos (STOTTMEISTER et al., 2003).

Devido à baixa temperatura média durante o início do experimento (17°C), o crescimento da microbiota pode ter sido retardado, uma vez que a taxa ótima de crescimento de bactérias apresenta faixas limitadas de pH e temperatura, havendo melhor desenvolvimento sob condições mesofílicas. Sperling (2005) afirma que temperaturas abaixo do ótimo têm maior influência na taxa de crescimento do que temperaturas acima do ótimo. Posteriormente, com o desenvolvimento da vegetação e cobertura da superfície, a população de algas foi reduzida no W4, mas sobre a areia nos W1, W2 e W3, manteve-se uma camada de organismos autotróficos. Em relação ao W4, a diminuição das algas

devido ao crescimento das plantas e menor aporte de radiação solar ficou comprovado pela redução da turbidez, mantendo-se, contudo ainda o pH mais elevado em relação aos demais SACH.

A presença da vegetação nos wetlands também contribuiu para remoção de NT (Tabela 5). Algumas espécies de plantas daninhas são mais competitivas que as plantas cultivadas em solos contendo elevados níveis de nutrientes, devido a sua maior eficiência na absorção, acúmulo e no uso de nutrientes (EBERHARDT; SILVA; RIEFFEL NETO, 1999). Em geral plantas daninhas apresentam potencial de remoção de nutrientes bastante elevados, competindo com culturas agrônomicas, e na maioria das vezes, obtendo maior êxito (RONCHI et al., 2003).

A tiririca apresentou elevada produção de matéria seca e boa absorção de nitrogênio, sendo, contudo substancialmente menor em comparação ao arroz, que é uma cultura produtora de grãos. Procópio et al. (2005) cita resultados de diversos trabalhos que observaram maiores teores de fósforo em plantas daninhas, como *Cyperus rotundus* (PITELLI et al., 1983) entre outras (QUASE; HILL, 1993; Souza et al., 1999). Entretanto, apesar do papel eficiente dos SACV na nitrificação, e da remoção satisfatória de N pelas plantas, as condições do meio no W4 e as concentrações efluentes forneceram componentes suficientes para sustentar a hipótese de que a volatilização de $\text{NH}_3\text{-N}$ parece ter sido a principal via de remoção de NT neste sistema, justificando assim, sua eficiência bem maior que os demais, a saber, 73%. Volatilização em SACH de fluxo superficial é uma rota significativa de remoção de NT, pois colônias de algas criam condições de pH elevado durante o dia através de sua atividade fotosintética (BRIX, 2005). Contudo, essa opção não deve ser preconizada, uma vez que a amônia pode ser depositada novamente em corpos hídricos ou em solos através de precipitação, sendo ainda um dos gases que atuam no efeito estufa (SPERLING, 2005). Ademais, a volatilização de amônia é puramente

transferência de poluição, hídrica para atmosférica, e não remoção efetiva de um elemento químico.

A maior parte do NT aplicado foi removida do sistema, provavelmente por volatilização de NH_3 , adsorção no solo, absorção pelas plantas, assimilação microbiana e rotas biogeoquímicas (KADLEC; WALLACE, 2008; VYMAZAL, 2007). Zhou, Nakashimada; Hosomi (2009) reportaram altas concentrações de NH_4^+ sob condições anaeróbias, que limitam taxas de nitrificação (HUNT; POACH, 2001), mas observaram remoções em média de 60% através de assimilação microbiana e rotas biogeoquímicas.

A presença das plantas de arroz no sistema merece destaque, pois diferentemente de outras culturas amplamente empregadas em wetlands, o arroz possui valor agrônômico. A cultura do arroz obteve remoções elevadas de N do meio, com destaque para os SACH, em que o contato da água com as raízes foi constante, permitindo assim maior absorção. O SACV, que não era saturado apresentou cerca de 60% do aporte de N às plantas em relação aos SACH. O cultivo de arroz representa papel fundamental em wetlands, sendo capazes de incrementar a remoção de NT nestes sistemas (ZHOU; NAKASHIMADA; HOSOMI, 2009). Sob condições não inundadas, eles reportaram que processos de nitrificação-desnitrificação representaram o principal meio de remoção, enquanto sob condições inundadas, há evidências de predomínio de processos Anammox. Isso implica que sob condições anóxicas há disponibilidade suficiente de oxigênio na rizosfera, o qual é usado pelas plantas e microrganismos. Além disso, a liberação de exudatos pelas raízes, como aminoácidos, açúcares e vitaminas estimulam o crescimento microbiano na rizosfera (MOORMANN; KUSCHK; STOTTMEISTER, 2002), incrementando a remoção de nutrientes.

Diversos estudos reportam que o arroz melhora a remoção de NT, pois este elemento é translocado das folhas para os grãos após a iniciação da panícula

(Yamaha, 2003), sendo removido efetivamente do sistema na colheita. Zhou, Nakashimada e Hosomi (2009) obtiveram maiores remoções em sistemas vegetados com arroz do que em sistemas sem vegetação, reportando 60% de remoção do NT aplicado aos wetlands. Além da acumulação de NT nas plantas, o suprimento de oxigênio e o estímulo de processos microbiológicos na rizosfera das plantas são fundamentais na remoção deste elemento (MOORMANN; KUSCHK; STOTTMEISTER, 2002, ZHOU; NAKASHIMADA; HOSOMI, 2009). A remoção de nutrientes pelas plantas em wetlands se faz efetiva somente quando há colheita, uma vez que a fixação na biomassa radicular é geralmente pequena, e não excede 10% do NT aplicado aos sistemas (VYMAZAL; KRÖPEFELOVÁ, 2008).

Em nosso estudo, portanto, a remoção de N se fez efetiva por meio da colheita dos grãos e das plantas (Tabela 6) tanto na primeira colheita (cultivo inicial) quanto na segunda, após o replantio das mudas.

Tabela 6 Produtividade, produção de matéria seca e rendimento do arroz nos wetlands

SAC	1ª colheita		2ª colheita	
	Produtividade de grãos	MS	Produtividade de grãos	MS ¹
	kg ha ⁻¹	%	kg ha ⁻¹	%
SACV	551,5	30,6	1435,3	
W1	26,7	29,5	5990,0	
W2	458,3	30,4	2326,8	
W3	213,3	28,2	4023,4	
W4	-	17,7	-	

MS – produção de matéria seca das plantas. ¹Os dados de MS do segundo ciclo não foram calculados.

Entretanto, sob condições de tratamento de efluentes, o uso de arroz pode ser questionado pelo aspecto sanitário e algumas restrições de opinião pública quanto ao seu consumo podem ser suscitadas. Mas, não havendo contato

físico dos efluentes com as pânículas e grãos, a possibilidade de contaminação se torna praticamente nula, como encontrado neste trabalho (capítulo 3) e em outros estudos (SOUZA; LEITE; LUNA, 2001; SILVA, 2007). Desse modo, seu uso é justificado em sistemas de tratamento de águas residuárias, de modo a potencializar a remoção de nutrientes, e conseqüentemente, produzir alimento, reduzindo o uso de fertilizantes convencionais.

A atuação das plantas pode ter sido prejudicada pela variação inicial das cargas aplicadas, as quais promoveram eutrofização do meio, causando toxidez àquelas que haviam sido replantadas, provocando a morte de muitas. Outro fator a ser ressaltado é que o início o monitoramento foi feito durante o inverno, cuja temperatura média do ar encontrava-se na faixa de 17 °C, o que também pode ter contribuído para a dificuldade de pegamento e desenvolvimento das mudas.

4 CONCLUSÕES

Os sistemas wetlands combinados formados por wetland vertical (SACV) seguido de wetland horizontal (SACH) se mostraram eficientes na remoção de nitrogênio total Kjeldhal (NTK) do efluente anaeróbio da água residuária da suinocultura (ARS), apresentando remoções médias de 26%, 49%, 40%, 45% e 67%, respectivamente para os SACV (remoção total), e SACH W1, W2, W3 e W4 (remoções combinadas – SACV + SACH). Foi evidenciado que quanto maiores foram as concentrações afluentes maiores foram as efluentes. Os sistemas apresentaram eficiências elevadas de remoção de Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK), com destaque para o processo de nitrificação nos SACV. Os resultados sugerem que esta etapa foi importante em promover a oxidação da amônia a nitrito (NO_2^-) e a nitrato (NO_3^-) antes da entrada destas formas nos SACH. Nos SACH, os teores efluentes de NO_3^- apresentaram tendência de aumento, indicando que houve prevalência de condições aeróbias, muito possivelmente devido à difusão radicular de O_2 para a rizosfera. Houve indícios de que a nitrificação tenha ocorrido também nos SACH, juntamente com a desnitrificação, já que também foram observadas reduções significativas de NO_3^- nos SACH W1, W2, W3 e W4. Neste último, o qual apresentou o pH mais elevado (7,93), também houve fortes indícios de volatilização de amônia. Estes foram os processos que parecem ter mais contribuído para elevadas eficiências de remoção de N. Entretanto, a volatilização de amônia não é uma via de remoção de N a ser preconizada, por se tratar de transferência de poluição hídrica para atmosférica.

Os SACH que continham filtro de argila não apresentaram diferenças na remoção de NT em relação ao sistema que continha somente brita (W3). Entretanto, o W1 apresentou concentrações efluentes de NO_3^- e NH_4^+ maiores que as do W2, cujas plantas apresentaram maiores teores foliares de N,

provavelmente devido à potenciais de adsorção diferentes entre os tipos de latossolo usados nos SACH e à absorção pelas plantas. Entretanto, o SACH W1 apresentou maior produtividade que W2. Ademais, melhor desempenho do SACV associado ao W1 na nitrificação pode ter promovido maiores teores de NO_3^- e NH_4^+ no efluente deste sistema em relação ao W2.

A presença de vegetação desempenhou um papel de grande importância na remoção de elementos nos sistemas de tratamento, sendo a colheita dos grãos uma forma efetiva de remoção de nutrientes em sistemas de tratamento. Os teores foliares de nitrogênio nas plantas foram em média 45 g kg^{-1} no primeiro plantio e $31,8 \text{ g kg}^{-1}$ no segundo plantio, o que perfaz absorção de 750 kg ha^{-1} de N e 530 kg ha^{-1} . A diferença nos teores foliares de N foi associada à menor produção de grãos no primeiro cultivo. Nesse sentido, o arroz se mostrou eficiente em incrementar a remoção de N do efluente anaeróbico da ARS em sistemas alagados construídos, apresentando produtividades de grãos de até 5.990 kg ha^{-1} no W1 no segundo plantio, sem apresentar contaminação microbiológica dos grãos.

O efluente dos sistemas wetlands combinados pode ser utilizado na agricultura para fertirrigação de diversos cultivos por ainda conter concentrações medianas de elementos essenciais às plantas, dentre os quais, o nitrogênio. Não se recomenda a disposição deste efluente em corpos receptores, pois há riscos de eutrofização devido à presença de nutrientes, como o N e suas formas nítricas, amoniacal e, ou, orgânica, dentre outros elementos.

REFERÊNCIAS

ALCÂNTARA, M. A. K. de; CAMARGO, O. A. Adsorção de nitrato em solos com cargas variáveis. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, n. 4, p.369-376, abr. 2005.

Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/pab/v40n4/24176.pdf>>. Acesso em: 10 jul. 2011.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. American Water Works Association. Water Environment Federation. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th ed. Washington, 2005.

BRESENGHELLO, F.; MORAIS, O. P. de; CASTRO, E. da M. de. **Cultivares**. In: MACHADO, P. L. O. de A.; BIAVA, M. (Ed.). **Cultivo do arroz de terras altas no estado do Mato Grosso**. Embrapa Arroz e Feijão, 2006. (Sistemas de Produção, 7). Disponível em:

<<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Arroz/ArrozTerrasAltasMatoGrosso/index.htm>>. Acesso em 10 jul. 2011.

BRIX, H. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic waste water: New Danish guidelines. **Ecological Engineering: the journal of ecotechnology**, Oxford, v. 25, n. 5, p. 491-500, Dec. 2005.

CAMPOS, C. M. M. **Reatores anaeróbios de alta taxa**. Lavras: Editora UFLA, 1998. p. 60. (Notas de Aulas).

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG/Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007. 379 p.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL. CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS. **Deliberação Normativa nº 01 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 lançamentos de efluentes, e da outras providências. Belo Horizonte, 2008. Disponível em:

<<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8151>>. Acesso em: 31 jul. 2012.

COSTA, C.C. **Avaliação de sistema anaeróbio (RAC-UASB) no tratamento de água residuária de suinocultura e aplicação via fertirrigação, em feijão-vagem cultivado em ambiente protegido.** 2007. 174 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras. 2007.

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, July 1996.

DENCHEN, A. R.; NACHTIGALL, G. R. III - Elementos requeridos à nutrição de plantas. In: NOVAIS, R. F. et al. (Ed.). **Fertilidade do solo.** Viçosa, MG: SBCS, 2007. 1017 p. Cap. 3.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. **Coletânea sobre tecnologia de dejetos de suínos.** Concórdia: EMBRAPA – CNPSA/EMATER-RS, 2002. 31 p. (Boletim Informativo, 14).

EBERHARDT, D. S.; SILVA, P. R. F. da; RIEFFEL NETO, S. R. Eficiência de absorção e utilização de nitrogênio por plantas de arroz e de dois ecótipos de arroz vermelho. **Planta Daninha**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 2, p. 309-323, 1999. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/pd/v17n2/15.pdf>>. Acesso em: 10 jul. 2011.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Procedimentos para coleta de amostras de plantas.** Disponível em: <http://www.cpatia.embrapa.br/a_unidade/instalacoes/laboratorios/laboratorio-de-solos/plantas.pdf>. Acesso em: 9 jun. 2012.

FIA, R. et al. Desempenho de forrageiras em sistemas alagados de tratamento de águas residuárias do processamento do café. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 8, p. 842-847, 2010. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbeaa/v14n8/v14n08a08.pdf>>. Acesso em: 10 jul. 2011.

GROOT, T. T. et al. Gas transport through the root-shoot transition zone of rice tillers. **Plant Soil**, The Hague, v. 277, p.107-116, 2005.

HEINRICHS, R. et al. Forma preferencial de absorção de nitrogênio ($^{15}\text{NH}_4^+$ ou $^{15}\text{NO}_3^-$) pelas culturas de soja, feijão, arroz e milho. **Científica**, Jaboticabal, v. 34, n. 1, p. 25-30, 2006.

HUMENIK, F. J. et al. **Wastewater utilization: a place for managed wetlands: review.** Raleigh: North Carolina State University. Biological & Agricultural Engineering Department, 1999.

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

IPCC, 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change (2007) IPCC fourth assessment report (AR4). Working Group 1, The Physical Science Basis. http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/contents.html

JETTEN, M.S.M. New pathways for ammonia conversion in soil and aquatic systems. **Plant Soil**, 230 (2001), pp. 9–19.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment wetlands.** 2nd ed. Boca Raton: CRC, 2008.

LEE, C. Y. et al. Performance of subsurface flow constructed wetland taking pretreated swine effluent under heavy loads. **Bioresource Technology**, Essex, v. 92, n. 2, p. 173–179, Apr. 2004.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações.** 2. ed. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1997.

MATANGUE, M. T. A. **Comportamento hidrodinâmico e cinético dos reatores anaeróbios compartimentado (RAC) e manta de lodo (UASB) operando em série.** 2011. 297 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering treatment, disposal, reuse.** 4nd ed. New York: McGraw-Hill, 2003. 1334 p.

MOORMAN, H.; KUSCHK, P.; STOTTMEISTER, U. The effect of rhizodeposition from helophytes on bacterial degradation of phenolic compounds. **Acta Biotechnologica**, Berlin, v. 22, p. 107-112, 2002.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Nutrients requirements of swine.** 10nd ed. Washington, 1998. 190 p.

POACH, M. E. et al. Effect of intermittent drainage on swine wastewater treatment by marsh–pond–marsh constructed wetlands. **Ecological Engineering**: the journal of ecotechnology, Oxford, v. 30, p. 43–50, 2007. Disponível em: <<http://naldc.nal.usda.gov/download/19224/PDF>>. Acesso em: 10 jul. 2011.

PROCÓPIO; S. de O. et al. Absorção e utilização do fósforo pelas culturas da soja e do feijão e por plantas daninhas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 6. nov./dez. 2005. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-06832005000600009&script=sci_arttext>. Acesso em: 10 jul. 2011.

PROGRAMA INTERLABORATORIAL DE CONTROLE DE QUALIDADE EM ANÁLISE DE SOLO. **Manual do laboratorista**. 2005. 33 p. Disponível em: <<http://pt.scribd.com/doc/74085046/Manual-Solo>>. Acesso em: 10 jul. 2011.

ROMERO–AGUILAR, M. et al. Tratamiento de aguas residuales por un sistema piloto de humedales artificiales: evaluación de la remoción de la carga orgánica. **Revista Internacional de Contaminación Ambiental**, Mexico, v. 25, n. 3, p. 157-167, ago. 2009. Disponível em: <http://scielo.unam.mx/scielo.php?pid=S0188-49992009000300004&script=sci_arttext>. Acesso em: 10 jul. 2011.

RONCHI, C. P. et al. Acúmulo de nutrientes pelo cafeeiro sob interferência de plantas daninhas. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 21, n. 2, p. 219-227, ago. 2003.

SANTOS, A. B. dos; RABELO, R. R. **Cultivo do arroz irrigado no estado do Tocantins**: introdução e importância econômica. Embrapa Arroz e Feijão, 2004. (Sistemas de Produção, 3). Disponível em: <<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Arroz/ArrozIrigadoTocantins/index.htm>>. Acesso em: 10 jul. 2011.

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

SOARES, A. A. et al. ‘BRSMG Curinga’: cultivar de arroz para plantio em terras altas e várzeas. **Revista Ceres**, Lavras, v. 52, n. 304, p. 967-974, 2005.

SOUSA, J. T.; LEITE, V. D.; LUNA, J. G. Desempenho da cultura do arroz irrigado com esgotos sanitários previamente tratados. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 5, n. 1, p. 107-110, 2001.

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).

STOTTMEISTER, U. et al. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. **Biotechnology Advances**, New York, v. 22, n. 1-2, p. 93-117, Dec. 2003.

STROUS, M. et al. Physiology of anaerobic ammonium oxidation. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 65, n. 7, p. 3248–3250, July 1999.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Plant physiology**. 3rd ed. Sunderland: Sinauer Associates, 2002. p. 247.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. Foreign Agricultural Service. **Production, supply and distribution online**: custom query. USA, 2009. Disponível em: <<http://www.fas.usda.gov/psdonline/psdQuery.aspx>>. Acesso em: 20 jun. 2012.

US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters**. Cincinnati, 2000. 152 p.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. **Environmental Science Technology**, Easton, v. 45, n. 1, p. 61-69, 2011.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. **Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow**. Dordrecht: Springer, 2008.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 380, n. 1-3, p. 48-65, July 2007.

WALTER, L. C. et al. Mudança climática e seus efeitos na cultura do arroz. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 40, n. 11, p. 2411-2418, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782010001100028>>. Acesso em: 10 jul. 2011.

ZHOU, Z.; HOU, H.; HOSOMI, M. Nitrogen removal, N₂O emission, and NH₃ volatilization under different water levels in a vertical flow treatment system. **Water, Air & Soil Pollution: an International Journal of Environmental Pollution**, Dordrecht, v. 191, p. 171–182, 2008.

ZHOU, Z.; NAKASHIMADA, Y.; HOSOMI, M. Nitrogen transformations in vertical flow systems with and without rice (*Oryza sativa*) studied with a high-resolution soil–water profiler. **Ecological Engineering: the journal of ecosystem restoration**, Oxford, v. 35, p. 213–220, 2009.

CAPÍTULO 3 Remoção de fósforo total de água residuária da suinocultura em sistemas alagados construídos vegetados contendo filtros com latossolo

RESUMO

Wetlands construídos apresentam elevada eficiência no tratamento de águas residuárias, porém, a remoção de fósforo, que ocorre principalmente por processos químicos, não é em geral satisfatória. Neste trabalho foi realizado o monitoramento da remoção de fósforo durante quatro meses em wetlands construídos, formados por um wetland vertical não saturado (SACV) seguido de um wetland horizontal (SACH) saturado, ambos vegetados. Os tratamentos foram: W1 – brita1 + filtro com latossolo vermelho distroférico (LVd); W2 - brita1 + filtro com latossolo vermelho amarelo (LVA); W3 brita1, todos com fluxo subsuperficial e vegetados com arroz, e W4 - brita com fluxo superficial e vegetado com *Cyperus rotundus*. O SACV apresentou eficiência de 12%, considerada baixa. As eficiências dos SACH foram 39, 38, 37 e 21% para os W1, W2, W3 e W4, respectivamente. Os SACH com filtros apresentaram maiores eficiências iniciais, mas sua eficiência reduziu-se rapidamente após algumas semanas de funcionamento. É possível que tenha havido saturação dos sítios de troca nos SAC's ou que as condições reduzidas do meio tenham favorecido a redução do número de sítios de troca. De acordo com os resultados, há indícios de que a o meio se manteve anaeróbio. Provavelmente, os sistemas se igualaram em eficiência, por estas razões. O pH variando entre 7,6 e 8,0 também pode ter contribuído para diminuir a eficiência da adsorção na remoção de P, mas, pode ter contribuído para reduções por meio de processos de precipitação, os quais são favorecidos sob valores de pH maiores. Sugere-se testar outros substratos, maiores tempos de detenção hidráulica ou ciclos de saturação e drenagem com vistas à melhorar a remoção de fósforo.

Palavras-chave: Água residuária da suinocultura. Fósforo total. Wetlands construídos. Arroz. Latossolos.

ABSTRACT

Constructed wetlands have high efficiency in treating wastewaters; however, the removal of total phosphorus, mostly due to physical process, is quite poor. In this study phosphorus concentrations were monitored, during four months, in four constructed wetlands. The systems were composed by a non-saturated vertical flow wetland (VW) followed by a saturated horizontal flow wetland (HW) containing gravel size #1 and vegetated with rice. The treatments were: W1 – gravel + Distroferic Red Latossol (LVd-Oxisol) filter; W2 – gravel + Red-Yellow Oxisol (LVA) filter; W3 – gravel. All three with subsurface flow and vegetated with rice and W4 – gravel with surface flow vegetated with *Cyperus rotundus*. The VW presented 12% efficiency, which can be considered low. W1, W2, W3 and W4 presented efficiencies of 39, 38, 37 and 21%, respectively. Initially, the ones containing oxisol filters had higher removal rates, but this efficiency decreased dramatically with time, probably because of saturation of exchange sites within soil or by reductions in redox potential, which means less exchange capacity and reduction in number of exchange sites. The results indicate that the prevailing conditions in the HW were aerobic. The pH ranging from 7.6 to 8.0 also may have contributed for the lower removal rates through adsorption, since P removal and adsorption is enhanced under low Ph values. However, precipitation is enhanced in high pH values. It is suggested to test other substrates with high adsorption capacity, increase hydraulic detention times or alternate of saturation and drainage periods in order to enhance phosphorus removal rates.

Keywords: Swine wastewater. Total phosphorus. Constructed wetlands. Rice. Oxisol.

1 INTRODUÇÃO

As águas residuárias da suinocultura (ARS) contêm altas concentrações de poluentes, incluindo sólidos suspensos, material orgânico, nutrientes e metais que podem deteriorar a qualidade de ambientes aquáticos em que sejam dispostos (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002; LEE et al., 2004; MATANGUE; CAMPOS, 2011). A suinocultura é, portanto, considerada uma das atividades agrícolas de maior potencial poluidor, por produzir grande quantidade de dejetos, que segundo Diesel, Miranda e Perdomo, (2002) caracterizam-se por uma mistura de água, utilizada para higienização das instalações, urina e fezes dos animais. A poluição de um suíno equivale à poluição de 3,5 pessoas, considerando-se o conceito de equivalente populacional.

Dentre os elementos mais problemáticos na ARS encontra-se o fósforo, por ser considerado o principal elemento envolvido em processos de eutrofização de águas superficiais, de modo que sua remoção efetiva de águas residuárias tem se tornado de grande preocupação (PROCHASKA; ZOUBOULIS, 2006). Essa preocupação é pertinente, pois o fósforo é considerado o nutriente limitante na imensa maioria dos lagos tropicais e na natureza (US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, USEPA, 2000). Mesmo que se controle o aporte de nitrogênio, algumas algas possuem capacidade de fixação de N_2 atmosférico, mantendo no meio, elevadas concentrações desse nutriente. Por essa razão o fósforo se torna o elemento mais danoso no que tange a eutrofização de corpos d'água (SPERLING, 2005). Li et al. (2009) cita o caso do Lago Tai, o terceiro maior lago da China, que em 2007 apresentou um crescimento excessivo de algas verdes e azuis que cobriram toda sua superfície, ameaçando grandemente a segurança da qualidade da água para

abastecimento humano na cidade de Wuxi (Wusih), província de Jiangsu, China. A fonte de fósforo neste caso foram cultivos agrícolas.

O fósforo nas águas em geral, apresenta-se principalmente sob a forma de ortofosfato (Orto-P), polifosfato (Poli-P) e fósforo orgânico (P-Org). Os ortofosfatos são prontamente disponíveis para o metabolismo biológico sem necessidade de conversões a formas mais simples. Dependendo do pH do meio, os ortofosfatos podem encontrar-se sob as formas PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , H_3PO_4 . Os polifosfatos incluem moléculas com dois ou mais átomos de P, oxigênio (O) e, em alguns casos, hidrogênio (H) combinados sob uma forma complexa. Essas substâncias passam por hidrólise em meio aquoso e são revertidas a ortofosfatos, porém num processo bastante lento. O fósforo preso em moléculas orgânicas tem menor importância em águas, mas é um importante constituinte de águas residuárias industriais, agroindustriais e lodos (METCALF & EDDY, 2003).

As principais origens de P nas águas residuárias (AR's) são os sólidos suspensos e dissolvidos, advindos da decomposição da matéria orgânica ou de outros produtos, com destaque para os de limpeza, sanitização e fertilizantes. Apesar de não apresentar problemas de ordem sanitária em si, o excesso deste elemento pode promover o crescimento exagerado de algas e outros organismos, que podem assim causar depleção qualitativa de corpos hídricos (SPERLING, 2005). Por esse motivo, grande importância tem sido voltada ao P em sistemas de tratamento e reuso de AR's.

A remoção de P de AR's pode ser promovida por processos biológicos e físico-químicos. Dentre os processos biológicos, encontram-se o *Phoredox* em sistemas modificados de lodos ativados, denominação atribuída por Barnard (1976) para qualquer processo que inclua uma sequência anaeróbia/aeróbia para remoção biológica de fósforo (RBP). A partir daí, outros processos com outros nomes foram desenvolvidos e patenteados, como o A/OTM (somente anaeróbio/aeróbio), A²OTM (anaeróbio/anóxico/aeróbio), sendo a principal

diferença entre eles o fato de que no *Phoredox* (A/O) a nitrificação não ocorre, devido aos curtos tempos de retenção de sólidos (TRS), do inglês *Solids Retention Time* (SRT), que são usados para prevenir a nitrificação. Grady, Daigger e LIM (1999) indicam TRS's entre 2 a 3 dias a 20°C e 4 a 5 dias a 10°C como sendo adequados para RBP sem ocorrência de nitrificação. Outro processo foi desenvolvido pela University of Cape Town, África do Sul, sendo denominado UCT. Na verdade, estes processos são tipos básicos de sistemas usados para remoção de nitrato com RBP. Mais detalhes sobre os processos supracitados estão descritos por Metcalf & Eddy (2003).

Os processos químicos por outro lado baseiam-se na incorporação de fosfato aos sólidos suspensos totais (SST), seja na forma de sólidos biológicos (i.e., microrganismos) ou precipitados químicos. A precipitação química de P é feita por meio da adição de sais de metais multivalentes, sendo os mais comumente utilizados os sais de cálcio (Ca^{2+}), alumínio (Al^{3+}) e ferro (Fe^{3+}). O cálcio é fornecido na forma de calcário e reage primeiramente com a alcalinidade do meio sob a forma de CaCO_3 , elevando o pH acima de 10, precipitando assim o P. Nesse caso, o rebaixamento de pH é requerido para continuação do processo de tratamento. Contudo seu uso está diminuindo, pois aumenta muito a quantidade de lodo nos sistemas em comparação com sais metálicos, além de problemas operacionais e de manutenção associados ao manuseio, armazenamento e alimentação de calcário nos sistemas (Metcalf & Eddy, 2003).

Polímeros diversos estão frequentemente associados a Al^{3+} e Fe^{3+} , os quais apresentam reações mais simples em comparação com Ca(OH)_2 , mas sofrem interferências do pH, alcalinidade, elementos traços e ligantes nas AR's. São mais eficientes em ligação com orto-P, e seu uso é mais indicado em processos a jusante, em que o P-org e o Poli-P já foram revertidos em Orto-P. Sais de alumínio e ferro, juntamente com certos polímeros orgânicos podem ser

usados para coagular colóides, os quais precipitados, representam reduções em SST, redundando em remoção de P. As doses de Al^{3+} e Fe^{3+} usualmente estão na faixa de 1 a 3 íons metálicos/P considerando uma razão molar quando P residual é maior que $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ (Metcalf & Eddy, 2003). Entretanto, a adição de químicos representa uma série de desvantagens, dependendo do nível de tratamento em que são utilizados, como variações extremas de pH, altos custos, uso de outros produtos químicos para correção de pH ou floculação, excesso de formação de lodo, adição de sólidos inertes ao lodo, dificuldade de secagem do lodo e disposição deste no ambiente, entre outros. Por isso, se processos naturais, sem adição de produtos químicos podem ser utilizados, eles devem ser preferidos.

Nesse sentido, sistemas naturais que combinam processos físicos, químicos e biológicos associados às plantas, microrganismos e fenômenos naturais são de grande potencial de uso. O fósforo é um elemento essencial ao crescimento das plantas e microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica (SPERLING, 2005), e pode, portanto ser utilizado por estes agentes, nos sistema de tratamento, para metabolismo, reprodução e redução de cargas poluidoras.

Os wetlands construídos já vêm sendo utilizados há décadas no tratamento de diversas águas residuárias (AR's) (VYMAZAL, 2007). Esses sistemas apresentam como vantagem custos baixos de implantação e manutenção e mecanismos versáteis de remoção (HUNT; POACH, 2001; KADLEK; WALLACE, 2008; VYMAZAL, 2011), por meio de processos de sedimentação, adsorção, acumulação de material orgânico, assimilação microbiana, nitrificação/desnitrificação, volatilização de amônia e remoção pelas plantas (BRIX, 2005, VYMAZAL, 2011). Muitos estudos têm demonstrado o potencial de uso de wetlands construídos na remoção de poluentes de AR's (USEPA, 2000; PROCHASKA; ZOUBOULIS, 2006; POACH et al., 2007;

KADLEC; WALLACE, 2008; VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008; ZHOU; NAKASHIMADA; HOSOMI, 2009; CHEN et al., 2010; FIA et al., 2010, VYMAZAL, 2011; FERREIRA et al., 2012.), com destaque para o P em alguns trabalhos (PROCHASKA; ZOUBOULIS, 2006, LI et al., 2009; CHEN et al., 2010; VYMAZAL, 2010).

Em wetlands naturais e construídos a remoção de P se faz por diversas vias: i) deposição de P particulado nos lodos ou sedimentos de sistemas naturais e ou de tratamento por sedimentação; ii) aprisionamento na região radicular de plantas emergentes e adesão aos biofilmes (sorção); iii) o P solúvel pode ser sorvido (adsorvido/dessorvido) e ou absorvido pelos biofilmes na coluna de água ou associados à rizosfera de plantas macrófitas emergentes, submergentes e flutuantes; e iv) acumulado nos sedimentos. Como não há componentes gasosos de importância no ciclo biogeoquímico do P, a tendência é que haja movimentação natural para os sedimentos em sistemas naturais, tornando este elemento escasso no ecossistema. De fato, o acréscimo de fosfato mineral e biomassa nos sedimentos são os mecanismos primários associados à remoção de P em ambientes de wetlands (USEPA, 2000).

Em wetlands de fluxo superficial os principais mecanismos são o acréscimo de sedimentos proporcionados pela decomposição de plantas que não são colhidas do sistema (VYMAZAL, 2011). Entretanto, a magnitude de acréscimo de P nos sedimentos é muito baixa quando comparada com as cargas comumente encontradas nas AR's (VYMAZAL, 2007; VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008; KADLEC; WALLACE, 2008).

Nos sedimentos o P pode associar-se ao cálcio, ferro e alumínio livres ou componentes de colóides de argila, formando complexos metálicos que precipitam no meio. A precipitação ocorre em pH acima de 7,0, com mais frequência em pH em torno de 10. A liberação de P sob esta condição pode ocorrer em função de oscilações do potencial redox do meio, o que pode ser

alterado pela formação de ácidos orgânicos, nitratos ou sulfatos, que também podem promover redução em pH, que pode liberar P para o meio (GARCIA et al., 2003; HEADLEY; HERITY; DAVISON, 2005). Condições anóxicas atuam no sentido de reduzir cátions metálicos, também liberando P. Com o passar do tempo, entretanto, grande parte do P é imobilizado nos sedimentos e se perde no sistema, não estando disponível para plantas e microrganismos. Essa remoção é devida a interação do P solúvel com partículas de solo, material orgânico, entre outros, que são depositados nos sedimentos. Assim, durante o período de partida de sistemas de tratamento usando wetlands a remoção de P é muito elevada, mas, com o passar do tempo essa eficiência se reduz, chegando praticamente a valores nulos. Esse processo natural, basicamente químico e físico de remoção de P em wetlands se mostra finito (USEPA, 2000, VYMAZAL, 2011).

Nos wetlands de fluxo subsuperficial, por outro lado, predominam processos de adsorção e precipitação. Contudo, os materiais frequentemente utilizados como meio filtrante em wetlands construídos (i.e., brita, areia, cascalho e etc.) possuem baixíssima capacidade de retenção de cátions para promover a sorção e precipitação de P (VYMAZAL, 2007; VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008). Recentemente, outros materiais vêm sendo empregados para incrementar a capacidade de retenção de P em wetlands. Exemplos são agregados de argila de baixo peso, escórias industriais ou produtos secundários ricos em ferro e alumínio (JENSSEN; KROGSTAD, 2003; VOHLA et al., 2005). De fato, o uso de substratos alternativos melhora substancialmente a remoção de P, mas é importante esclarecer que tais processos são passíveis de saturação e a eficiência decresce com o tempo (VYMAZAL, 2011).

O substrato representa o principal componente, mas se mostra como um dos mais laboriosos quando se trata do manejo operacional de wetlands (PROCHASKA; ZOUBOULIS, 2006). Consequentemente se torna de primordial relevância a seleção de substratos que apresentem maior capacidade

de adsorção de P, a qual depende principalmente de suas propriedades físico-químicas (USEPA, 2000, PROCHASKA; ZOUBOULIS, 2006; KADLECK; WALLACE, 2008). Tal prerrogativa é considerada um dos desafios no dimensionamento de wetlands para o presente século (VYMAZAL, 2011).

Vários tipos de substratos vêm sendo associados aos amplamente utilizados brita e areia visando prover mecanismos extras de precipitação e adsorção para remoção de P e incrementar a eficiência de wetlands construídos. Exemplos citados por Prochaska e Zouboulis, (2006) são: rochas calcárias, xisto argilo, escória, wollastonita, zeólitos, calcita, rochas ricas em ferro e outros materiais artificiais. Substratos que apresentam elevada superfície específica como solo, areias finas e escórias industriais têm alta capacidade de adsorção e possuem potencial de incrementar a remoção de P, mas por outro lado, tal característica está associada a baixas condutividades hidráulicas, o que pode significar riscos de entupimentos por sólidos, promovendo curtos circuitos nos sistemas, diminuindo o tempo de contato da AR com o meio, por conseguinte, diminuindo a remoção de P.

Ademais, a seleção de meios porosos para uso em wetlands deve ser criteriosa para apontar meios que sejam suficientemente permeáveis para prevenir colmatção e que sejam baratos e disponíveis localmente, com vistas à redução de custos e facilidade de construção e manutenção de wetlands construídos, sem deixar de combinar os parâmetros de dimensionamento e operação com vistas à melhoria no funcionamento dos sistemas (USEPA, 2000). Entretanto, a atuação dos substratos se limita à processos químicos e físicos. É importante associar também o componente biológico na remoção de poluentes. Nesse aspecto, a presença de plantas nos wetlands merece destaque.

Macrófitas fornecem superfície para crescimento de comunidades de microrganismos, sendo fonte de carbono para elas. Transferem oxigênio do ar para o meio, reduzem a velocidade de escoamento da água, aumenta a coesão do

meio poroso, isolam as superfícies de calor e frio excessivos e absorvem diretamente nutrientes nas AR's para seu crescimento (KADLEC; WALLACE, 2008; VYMAZAL, 2011; BORIN; SALVATO, 2012). Várias espécies vêm sendo utilizadas em wetlands, por ocorrerem naturalmente nestes sistemas ou por apresentarem outras características favoráveis.

As plantas atuam num longo prazo (meses ou anos), removendo P dos sedimentos e dos biofilmes aderidos à rizosfera. Burgoon et al. (1991) estima uma remoção anual de P pelas macrófitas entre $1,8 - 18 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$. Entretanto, essa remoção em sistemas naturais não é eficiente, pois com a senescência das plantas, o P removido é devolvido ao sistema e a remoção outrora efetiva, se anula. A senescência é rápida no arroz, por ser uma planta anual, que floresce uma única vez e morre. Nesse sentido, torna-se importante a colheita das plantas cultivadas em wetlands de modo a obter-se uma remoção efetiva de P. Mas surge o questionamento a respeito de que plantas podem ser utilizadas e que apresentem características interessantes de modo que sua colheita seja justificada.

Diversas plantas têm sido utilizadas e indicadas para cultivo em wetlands, por naturalmente ocorrerem em locais com condições semelhantes ou suportarem as condições anaeróbias/anóxicas que ocorrem no sistema. Dentre as espécies mais utilizadas, estão a taboa (*Typha* sp.), capim tifton-85 (*Cynodon* sp.), capim elefante (*Panisetum purpureum*), bulrush (*Scirpus* sp.), caniço (*Pragmites* sp.), papiro (*Cyperus papyrus*), aguapé (*Eichhornia* sp.), alface d'água (*Pistia stratiotes*), azolla (*Azolla* sp.) entre outras. Estas espécies, contudo, não tem muita aplicação na alimentação animal ou humana, muitas vezes sendo deixadas nos wetlands para decomposição, devolvendo aos sistemas muitos nutrientes que foram removidos pela biomassa. O papiro pode ser utilizado na produção de papel, mas o advento do eucalipto como fonte principal de celulose reservou ao papiro status de planta ornamental. O capim tifton pode

ser usado na alimentação animal e apresenta boa produtividade em sistemas de tratamento, com grande produção de matéria seca (MATOS; ABRAHÃO; PEREIRA, 2008).

Por outro lado, outras plantas apresentam potencial de uso sob condições alagadas se tornando muito mais interessantes no sentido de que além de produzirem folhas, produzem grãos, os quais podem servir de alimentação para humanos e animais. Nesta vertente, encontram-se espécies como o arroz (*Oryza sativa*).

Li et al. (2009) reportam o uso de plantios de arroz (*paddy rice fields*) utilizados como wetlands no tratamento de AR's rurais, domésticas (negras e cinzas) e superficiais, defendendo que tais sistemas são ambientalmente corretos, ecologicamente saudáveis e sustentáveis comparados com wetlands convencionais, mas afirmam que pouco se sabe acerca dos mecanismos envolvidos na remoção de P, incluindo mudanças na concentração deste elemento, produtividade da cultura em função das cargas de fósforo aplicadas e etc. nos wetlands vegetados com arroz. As produtividades reportadas variaram entre 6921,5 e 9324,3 kg ha⁻¹ nos tratamentos que combinaram AR e fertilizantes. As produtividades tem se mostrado satisfatórias, representando além da remoção deste e de outros elementos, uma forma efetiva de tratamento de AR's e produção de alimentos. Suas conclusões apontam para aplicações de P por meio da AR em concentrações iguais, mas com taxa de recuperação de P maior para a AR em comparação com superfosfatos, reduzindo potencial liberação de P em corpos d'água.

Zhou, Nakashimada e Hosomi (2009) reportam excelente produção de biomassa de arroz forrageiro cultivado com elevadas cargas de nutrientes de AR's, obtendo remoções de nutrientes, atribuídas às plantas, em torno de 60%. Silva (2007) tratando esgoto doméstico em wetlands, com solos como substratos, cultivados com arroz reporta remoções de 100% de P e efluente

adequado às condições de lançamento em corpos receptores. Gonzalez et al. (2009) reportam que sistemas vegetados com macrófitas apresentaram melhores condições de tratamento de efluentes e remoção de poluentes e elementos. Souza et al. (2000) reportam remoções de P em wetlands tratando efluente de reator UASB entre 50 – 100%. Humenik et al. (1999) também reportam remoções de P atribuídas à biomassa entre 40 – 100% para aplicações menores que $1 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ e entre 40 – 80% para aplicações entre $1 - 4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$. Eles obtiveram também produção de arroz de 4.500 kg ha^{-1} . Contudo, outros autores concordam que a remoção de P em wetlands é baixa, em geral não ultrapassando 50% (USEPA, 2000; KADLEC; WALLACE, 2008; VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008; VYMAZAL, 2011), sendo ainda um processo finito, passível de saturação.

Outras plantas possuem ainda pouco uso, mas grande potencial de aplicação. É o caso das plantas daninhas, que em muitos cultivos competem grandemente por nutrientes e água com culturas de interesse agrônômico, promovendo redução de sua produtividade em casos de grande infestação. Estas plantas possuem grande potencial de absorção de nutrientes do solo, e por isso, podem ser cultivadas em wetlands com vistas a incrementar a remoção de elementos químicos essenciais ou não contidos nas AR's. após sua colheita no sistema, pode-se utilizar a biomassa para alimentação animal, compostagem e outros fins, visto que as plantas possuirão nutrientes em seus tecidos.

Os processos biológicos também atuam na remoção de P, em curto e longo prazo. Os diversos microrganismos presentes (i.e., bactérias, algas, protozoários e etc.) no meio aquoso e aderidos a biofilmes livres na coluna de água ou associados à rizosfera atuam no curto prazo, num ciclo rápido de quebra, absorção, uso, imobilização e liberação destes compostos. Essa microbiota auxilia na quebra de compostos orgânicos de grande cadeia,

liberando nutrientes antes indisponíveis para as plantas. Por isso, é importante também a atuação da microbiota na rizosfera de sistemas wetlands.

Dessa forma, esse trabalho teve como finalidade comparar wetlands combinados (wetlands vertical - SACV seguido de wetland horizontal - SACH) construídos vegetados na remoção de fósforo total da água residuária da suinocultura (ARS) proveniente de sistema anaeróbio de tratamento, avaliando nos wetlands o cultivo de arroz (*Oryza sativa*), que é uma cultura com finalidade nobre e tiririca (*Cyperus rotundus*), considerada praga em mais de 150 países, mas que apresenta grande potencial de remoção de nutrientes. Foram inseridos também filtros contendo diferentes latossolos (LVA e LVd) em alguns wetlands horizontais cultivados com arroz visando incrementar a remoção de P da ARS por adsorção.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi conduzido na área experimental do Departamento de Engenharia Agrícola, localizado próximo à lagoa da Zootecnia na Universidade Federal de Lavras (UFLA), em Lavras, Minas Gerais. A altitude do local é de 919 m, latitude 21° 14' 43 sul e longitude 44° 59' 59 oeste. O clima de Lavras, segundo a classificação climática de Köppen, é Cwa, temperado chuvoso (mesotérmico) com inverno seco e verão chuvoso, subtropical, com inverno seco e temperatura do mês mais quente maior que 22 °C.

2.1 Caracterização do local do experimento

O sistema foi instalado em casa de vegetação com o objetivo de evitar influências externas de precipitações e extremos de temperatura, e tentar manter condições mais controladas. A área experimental e a casa de vegetação podem ser vistos na Figura 1. Maiores detalhes sobre sua construção podem ser encontrados nos trabalhos de Costa (2007) e Matangue (2011).



Figura 1 Vista de parte da área experimental do DEG próximo à lagoa da Zootecnia

Nota: Detalhe para a casa de vegetação em que foram conduzidos os testes.

2.2 Caracterização do sistema de polimento – SAC's

Os wetlands construídos híbridos, também denominados Sistemas Alagados Construídos (SAC's) foram compostos por um wetland de escoamento vertical (SACV) seguido de um wetland de escoamento horizontal (SACH). Os SACV foram feitos de politereftalato de etileno (PET), com volume de 20 litros, diâmetro de 0,46 m e altura de 0,54 m, preenchidos com 30 cm de brita nº 1 ($\phi = 9,5$ a 12,5 mm – ABNT), com porosidade média igual a $0,454 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$; 10 cm de brita nº 0 ($\phi = 4,75$ a 9,5 mm - ABNT) e 5 cm de areia grossa (retida na peneira #10 – $\phi = 2,0$ mm) na superfície e vegetados com 8 mudas de arroz (*Oryza sativa*), sendo duas por cada cova de plantio, num espaçamento de 15 x 15 cm.

Os SACV não diferiram entre si em suas características construtivas. Não houve saturação dos SACV.

Os wetlands horizontais (SACH) foram confeccionados de chapa galvanizada nº 24 com dimensões de 1,20 x 0,50 x 0,60 m em termos de comprimento, largura e profundidade, preenchidos a partir da base com 50 cm de brita nº 1, 5 cm de brita 0 e uma camada de 5 cm de areia #10, para melhor fixação da vegetação no sistema. Os SACH foram impermeabilizados com manta plástica. Houve diferenças entre os sistemas, as quais representaram os tratamentos e o controle. Apesar dos sistemas apresentarem camadas de brita 1, brita 0 e areia, o escoamento ocorreu somente na camada de brita 1, e por isso, a porosidade da brita 0 e da areia não foram quantificadas. Portanto, a altura do líquido nos SACH era de no máximo 50 cm.

Em alguns SACH foram utilizados filtros contendo latossolo, com vistas a aumentar a eficiência do sistema quanto à retenção de fósforo (P). Os filtros foram feitos de ferro, com um formato de uma gaveta vazada apresentando dimensões de 0,15 x 0,60 x 0,50 m, sendo telados com tela anti afídeo de 24 x 48 mesh, abertura de cerca de 6 mm, confeccionada com monofilamentos de polietileno de alta densidade (PEAD) possuindo espessura de aproximadamente $0,6 \text{ mm} \pm 10\%$ (Figura 2).



Figura 2 Detalhe do filtro inserido nos sistemas wetlands ainda em fase inicial de operação

Nota: W4 (segundo da esquerda para direita) ainda com arroz.

Os tratamentos utilizados foram: W1 - brita + filtro com latossolo vermelho distroférico (LVd); W2 - brita + filtro com latossolo vermelho amarelo (LVA); W3 - brita. Os SACH supracitados foram conduzidos com escoamento subsuperficial e vegetados com arroz. W4 - brita com fluxo superficial e vegetado com *Cyperus rotundus*. Inicialmente, todos os sistemas foram vegetados com arroz, entretanto, o W4 apresentou morte de todas as plantas cultivadas. Posteriormente, deixou-se ervas espontâneas crescerem naturalmente, mas estas não resistiram às condições eutróficas do meio e pereceram. Por fim, foi implantada a tiririca (*Cyperus rotundus*).

Nos SACH foram usadas duas mudas de arroz por cova com espaçamento de 0,15 x 0,20 m e a tiririca foi plantada aleatoriamente no SACH4 (W4) e se espalhou em toda a extensão do sistema. Os solos utilizados nos filtros

dos SACH foram coletados em locais diferentes. O LVd foi coletado próximo ao canil da UFLA, em um barranco, no departamento de Zootecnia. O LVA foi coletado em mata, próximo ao cafezal da UFLA localizado nas proximidades da estrada para o município de Ijaci. Para evitar ao máximo a presença da matéria orgânica nos solos, optou-se por coletar o horizonte B de ambos. Os solos foram peneirados em peneira nº 20 (abertura 0,84 mm) para obter-se um material mais homogêneo nos filtros, sendo utilizada a porção que passava pelas peneiras.

O arroz (*Oryza sativa*) utilizado como vegetação nos SACV e SACH 1, 2 e 3 foi a variedade 'BRSMG Curinga', a qual apresenta as seguintes características: cultivar semi-precoce de grãos longo-finos. A planta é de porte baixo, ereta e muito perfilhadora, bastante resistente ao acamamento, apresentando ampla adaptação, com alto potencial produtivo, tanto em áreas de terras altas como de várzeas úmidas. Apresenta também maior resistência a veranicos que outras cultivares. Tem moderada resistência à mancha parda e à escaldadura, e é considerada moderadamente suscetível à mancha-de-grãos e à brusone. Os grãos são de classe agulhinha, com alto rendimento de inteiros (58,2%), boa qualidade de cocção, porém com certa incidência de manchas brancas, o que lhe confere uma menor translucidez. Devido ao conjunto de suas características, é a cultivar que oferece maior segurança de colheita para o produtor, em diferentes condições de cultivo (SOARES et al., 2005; BRESENGHELLO; MORAIS; CASTRO, 2006). Daí ser chamada Curinga.

Anteriormente, o critério adotado para a aplicação da vazão diária foi a concentração de sólidos suspensos (SS). Durante a partida do sistema, o funcionamento diário foi de 4 minutos na primeira e terceira semanas e de 8 minutos na segunda e quarta semanas. Posteriormente, o funcionamento passou para 15 minutos diários, por um mês. Após o segundo mês, o tempo de funcionamento diário foi redefinido, sendo mantido em 8 minutos. A redefinição foi feita, pois se decidiu mudar o critério de aplicação levando-se em conta a

carga de DBO, por ser um critério mais utilizado universalmente, e que representa um parâmetro de maior importância no tratamento de efluentes, ao invés da carga baseada nos sólidos suspensos.

O dimensionamento dos SACH foi baseado na taxa de aplicação volumétrica, a qual foi calculada com base nas recomendações da USEPA (2000), que é de $6 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-2}$ de DBO, adaptando-a as condições exigidas pela legislação de Minas Gerais. Assumindo-se uma carga máxima média de $10 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de DBO, e uma concentração DBO média de 2000 mg L^{-1} , a área superficial do SACH, que é de $0,6 \text{ m}^2$ permitia a aplicação máxima nos SACV de aproximadamente 3 L d^{-1} . Daí, foi-se mantida a aplicação de aproximadamente 3 L d^{-1} . Essa aplicação foi intermitente, aplicada de uma só vez no início do dia. A aplicação era feita nos SACV que distribuíam a vazão para o SACH.

Pelas dimensões do sistema, o volume total dos wetlands foi de $0,3 \text{ m}^3$. Para este cálculo, considerou-se o comprimento total (1,20 m), a largura total (0,50 m) e a altura total molhada (0,50 m). A porosidade média da brita utilizada como meio suporte foi estimada em aproximadamente $0,454 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$. Portanto, o volume útil do sistema, considerando-se o volume total e a porosidade do meio, é de aproximadamente $0,136 \text{ m}^3$. Assim, estimou-se o tempo de detenção hidráulica (TDH) teórico no SACH, que é o quociente entre o volume útil (m^3) e a vazão diária ($\text{m}^3 \text{ dia}^{-1}$). O TDH teórico dos SACH foi estimado em 45,4 dias. Nas Figuras 3 e 4 estão detalhados os SACV, SACH, o sistema de aplicação e os filtros inseridos nos wetlands.

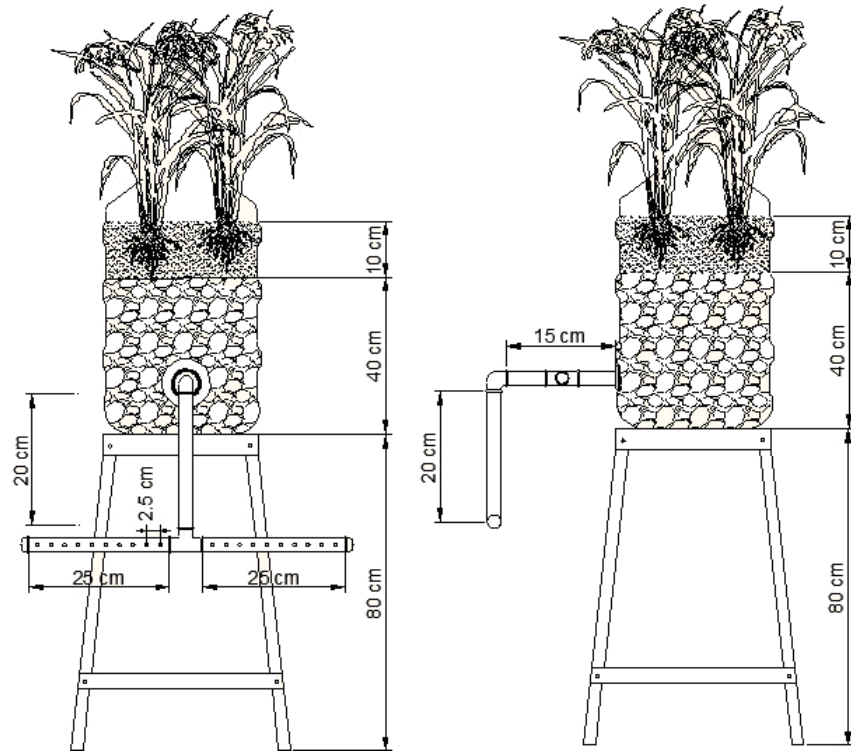


Figura 3 Sistemas alagados construídos verticais

Nota: Vista frontal e lateral.

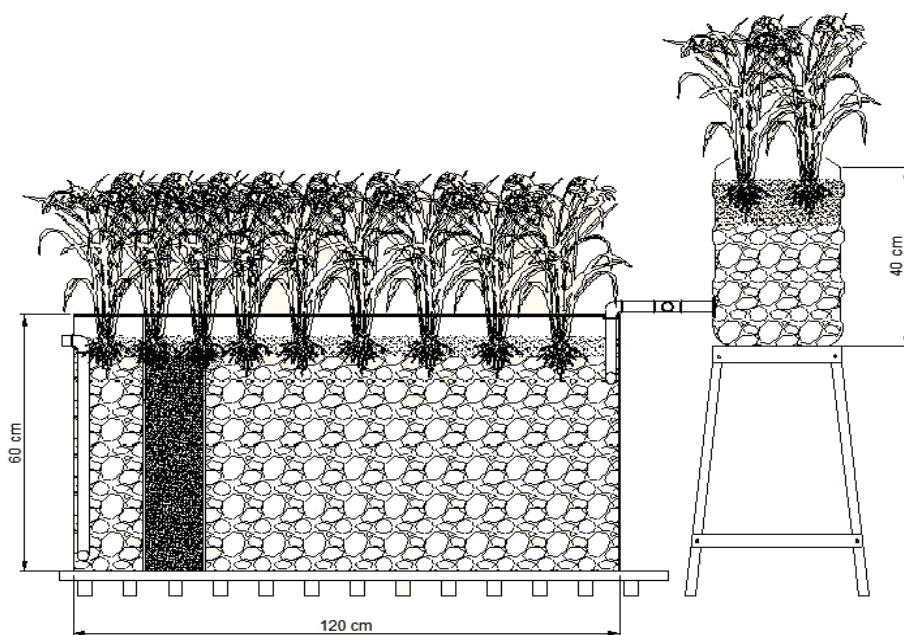


Figura 4 Sistemas alagados construídos vertical e horizontal

Nota: Vista longitudinal com detalhe do filtro inserido.

O sistema de distribuição no SACH aplicou o efluente 20 cm abaixo da superfície do sistema. Foram utilizados tubos de PVC de $\frac{3}{4}$ ". O espaçamento entre os orifícios foi de 2,5 cm. Os furos foram feitos com broca n^o 3/16, mantendo um padrão com vistas à minimização da perda de carga no sistema de distribuição, de modo que a perda de carga nos orifícios controlasse o fluxo. Semelhantemente, o tubo de coleta foi projetado para minimizar o potencial de curtos-circuitos e maximizar a coleta uniforme do efluente. Assim, a tubulação de coleta apresentou o mesmo critério de dimensionamento da tubulação de distribuição, conforme recomendações da USEPA (2000).

2.3 Amostragem e análises experimentais

As amostragens da ARS foram realizadas semanalmente, através de amostras simples. O efluente do sistema anaeróbio (ARS) coletado no decantador final era bombeado para outro reservatório, de onde o efluente anaeróbio era bombeado e aplicado nos wetlands.

2.3.1 Água residuária da suinocultura (ARS)

As amostras dos SACV foram coletadas em torneiras, antes da ARS entrar nos SACH. Foram coletados cerca de 200 mL em cada SACV, formando assim uma amostra composta representando o efluente dos SACV.

Nos SACH, inicialmente as amostras foram coletadas diretamente nos recipientes para análise em laboratório, mas sua representatividade foi questionada, uma vez que a maior parte da vazão de saída dos wetlands não era coletada, e a coleta pontual poderia subestimar ou superestimar os resultados analíticos. Por isso, as amostras passaram a ser coletadas em baldes, onde toda a vazão de saída dos wetlands era coletada, homogeneizando, portanto as amostras. Os recipientes para coleta do efluente dos sistemas wetlands construídos eram limpos e lavados sempre um dia antes das coletas, para evitar contaminações por algas e sólidos, que podiam se acumular com a permanência de amostra nos recipientes.

As análises no efluente realizadas para avaliação da eficiência do sistema de tratamento foram: fósforo total (P total), sólidos totais (ST) e potencial hidrogeniônico (pH), conduzidas no Laboratório de Análises de Água do Departamento de Engenharia (LAADEG) da UFLA, de acordo com recomendações do *Standard Methods for the Examination Water and Wastewater* (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, APHA, 2005).

Semanalmente, as amostras foram preservadas em frascos de 10 mL, em duplicata, e congeladas para posterior análise por cromatografia iônica, em que foram estimadas as concentrações de fosfato (PO_4^{3-}) por meio de cromatógrafo ICS 1100, marca Dionex, USA, operando com um detector de condutividade DS6. As colunas usadas foram Ion Pack AS23 para ânions e Ion Pack CS12A para cátions. Os eluentes usados foram 45 mM de Na_2CO_3 /14 mM de NaHCO_3 , para ânions, e 20 mM de H_2SO_4 , para cátions, com o fluxo de $0.25 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ e volume de injeção de 20 μL . Neste equipamento foram analisados os seguintes cátions: K^+ , Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Li^+ e NH_4^+ , e ânions, NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , F^- , Br^- e SO_4^{2-} . Essas análises foram conduzidas no Departamento de Solos da UFLA, no Laboratório de Poluição do Solo e Qualidade Ambiental. Contudo, somente os resultados referentes a PO_4^{3-} são apresentados nos resultados deste capítulo.

Os resultados foram agrupados em tabelas e as médias dos SAC's combinados foram testadas por análise de variância (ANOVA). Sendo o F significativo, procedeu-se ao teste "t" de Student considerando dados não dependentes e variâncias diferentes, para diferenças significativas entre as médias. Para comparar valores de entrada e saída, foi utilizado o teste "t" de Student considerando dados pareados. Foi utilizada uma planilha com funções em *Visual basic* (VBA) para realização da ANOVA e o software Microsoft Excel 2007 para realização dos testes de médias.

A estimativa da eficiência de remoção de P dos sistemas foi calculada a cada amostragem. Esse valor foi denominado eficiência corrigida do sistema, pois era composto pela média das eficiências individuais. Ao utilizar-se a concentração média de P em cada amostragem para calcular a média dos sistemas e, a partir desta, estimar as eficiências de remoção em cada SAC híbrido, os valores de eficiência foram superestimados. A eficiência calculada a cada amostragem se mostrou mais coerente do ponto de vista estatístico, apresentando, contudo, valores menores.

O aporte de P aos SAC's foi estimado por meio da multiplicação das vazões diárias aplicadas ($L d^{-1}$) em cada sistema e da concentração afluyente nos SAC's ($g L^{-1}$), dividindo-se pela área superficial de cada SACH, a saber, $0,5 m^2$. Os valores obtidos foram em $g m^{-2} d^{-1}$, sendo posteriormente convertidos para $kg ha^{-1} d^{-1}$, que é a unidade apresentada no texto.

2.3.2 Plantas

Ao final do ciclo de cultivo do arroz, as plantas foram colhidas e um novo ciclo de produção foi iniciado com o plantio de mudas com cerca de 15 dias de idade após a germinação. Ao final do ciclo produtivo colheram-se as folhas para análise e teores foliares de elementos no Laboratório de Análise Foliar do Departamento de Química da UFLA, de acordo com Malavolta; Vitti; Oliveira (1997). Foram colhidas as folhas recém-maduras que formam um “Y” (folha bandeira), em relação à folha nova e enrolada acima, conforme recomendações técnicas da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Embrapa (2012).

As panículas foram colhidas e os grãos foram separados por máquina de limpeza de arroz, a qual separava os grãos cheios dos grãos chochos. Após essa separação, os grãos cheios foram beneficiados, removendo-se a casca e procedendo ao polimento dos grãos, fazendo-se ainda a separação entre grãos inteiros e quebrados, para estimativa do rendimento. Foram estimadas as produtividades do arroz nos SACV e SACH para fins de comparação com cultivos convencionais. Ainda, foram feitas análises microbiológicas nos grãos para verificar a contaminação dos mesmos por coliformes, e assim, indicar ou não o alimento para consumo humano ou animal. Nestas análises foram colocados 25 gramas de grãos em 225 mL de água peptonada, e deixados sob agitação por 30 minutos. Após esse tempo, o sobrenadante foi utilizado no teste

para coliformes totais e fecais, seguindo a metodologia de tubos múltiplos, conforme APHA et al. (2005).

2.3.3 Solo

Os solos utilizados nos SAC's foram coletados em locais distintos. O latossolo vermelho amarelo (LVA) foi coletado em uma trincheira sob mata, localizada próximo ao cafezal da UFLA. O latossolo vermelho distroférico (LVd) foi coletado em barranco próximo ao canil da UFLA, no Departamento de Zootecnia. Foram retiradas amostras do horizonte B dos solos, a fim de evitar interferências de matéria orgânica na adsorção de elementos da ARS.

Os solos utilizados nos filtros também foram amostrados ao final do experimento, após os dois ciclos de cultivo do arroz. As amostras foram retiradas após 9 meses de funcionamento dos SAC's e submetidas a análise de rotina no laboratório de análise de solos do Departamento de Ciências do Solo (DCS) da UFLA conforme recomendações do Programa Interlaboratorial de Controle de Qualidade em Análise de Solo, PROFERT MG (2005). Os seguintes parâmetros foram analisados: pH em água, P, Na, K, Ca, Mg, Al, H+Al, soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica efetiva (t), capacidade de troca catiônica a pH 7,0 (T), índice de saturação por bases (V), índice de saturação de alumínio (m) e fósforo remanescente (P-Rem), além de matéria orgânica (MO), Zn, Fe, Mn, Cu e S. As amostras do LVA e LVd foram analisadas antes e após o funcionamento do sistema. As amostras foram retiradas em três profundidades: 0 - 20 cm, 20 - 40 cm e 40 - 60 cm.

Tabela 1 Caracterização inicial dos latossolos utilizados nos SACH

Amostra	pH	P	K	Na	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	t	T
		----- mg dm ⁻³ -----			----- cmolc dm ⁻³ -----						
LVA	5,8	1,42	18,72	21,16	0,3	0,1	0	3,24	5	0,45	3,69
LVD	5,7	1,42	51,48	5,52	0,2	0,1	0	2,32	3	0,43	2,75

Amostra	V	m	M.O.	P-Rem	Zn	Fe	Mn	Cu	S
	----- % -----	-----	dag kg ⁻¹	mg L ⁻¹	-----mg dm ⁻³ -----				
LVA	12,14	40	1,29	15,04	1,42	37,72	2,72	0,69	15,56
LVD	15,71	0	1,41	1,07	1,87	12,09	1,93	1,37	35,88

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os sistemas apresentaram bom desempenho na remoção de fósforo da ARS. Observa-se que a concentração de fósforo total (P) no efluente dos SAC's foi menor que a concentração de entrada, mostrando que houve redução deste elemento nos sistemas.

3.1 Teores de P total nos sistemas alagados construídos – SAC's

Os resultados contendo as concentrações médias de P do efluente anaeróbico, o qual foi aplicado nos wetlands construídos, para polimento, estão apresentados na Tabela 2, juntamente com as concentrações efluentes em cada wetland vertical e horizontal. Também estão apresentados os teores médios do íon fosfato PO_4^{3-} .

Tabela 2 Concentração média de fósforo total e fosfato (mg L^{-1}) e respectivas eficiências de remoção durante o período experimental

	Efluente	SACV	W1	W2	W3	W4
	P (mg L^{-1})					
	177,6A	156,3B	114,0b	115,6b	111,6b	139,5a
Eficiência* (%)		9,2	27,5	26,8	31,4	7,1
	PO_4^{3-} (mg L^{-1})					
	38,28	41,5	27,9a	22,6a	30,2a	31,0a
Eficiência* (%)	-	-8,5	27,4	40,9	21,0	19,1

*Eficiências corrigidas para cada amostragem. Médias seguidas por uma mesma letra (maiúscula e minúscula) nas linhas não diferem estatisticamente entre si pelo teste “t” em 5% de nível de significância.

O fósforo encontra-se nas AR's na forma de ortofosfatos, fosfatos condensados (piro, meta e poli) e fósforo orgânico (USEPA, 2000). O P-orgânico está associado à matéria orgânica carbonácea que o libera para o meio após reações de hidrólise e oxidação, transformando-se em compostos menos complexos. Uma vez no meio, sob a forma de ortofosfatos, outros processos atuam, sendo o principal deles a adsorção aos sítios de troca nos substratos. Contudo, outras reações como precipitação podem ocorrer com P associado a Fe, Al e Ca (NOVAIS et al., 2007).

Observa-se que a maior parte do P aportada ao sistema wetland construído foi na forma de P total, e não em sua forma aniônica (PO_4^{3-}). Isso indica que a matéria orgânica ainda adentrava os sistemas com fósforo aderido a seus componentes, e que os processos de quebra e troca ocorreram quase que internamente nos wetlands, verticais e horizontais. Podemos afirmar que o P foi removido efetivamente nos sistemas wetlands, devido ao decréscimo de suas concentrações em relação à entrada e saída dos wetlands.

3.2 Eficiência de remoção de P nos wetlands construídos

Inicialmente, todos os sistemas apresentaram remoções da ordem de 80%, que foram reduzidas substancialmente a partir do primeiro mês, como visualizado através das concentrações afluentes e efluentes nos wetlands (Figura 5). Essa remoção maior foi devido a processos de adsorção e acumulação de sólidos no meio, uma vez que as plantas ainda não estavam estabelecidas. Assim sendo, à medida que aumenta o tempo de operação, a tendência do sistema é tornar-se saturado de compostos de fósforo e, conseqüentemente, ocorre a diminuição da eficiência de remoção (USEPA, 2000; VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008; VYMAZAL, 2011) Provavelmente, essa diminuição deve-se à saturação do substrato com compostos de fósforo precipitados

(SOUSA et al., 2000). Outra possível razão está no fato de os filtros serem de pequenas dimensões, o que pode ter promovido a rápida saturação dos sítios de troca, redundando em remoções similares ao sistema controle.

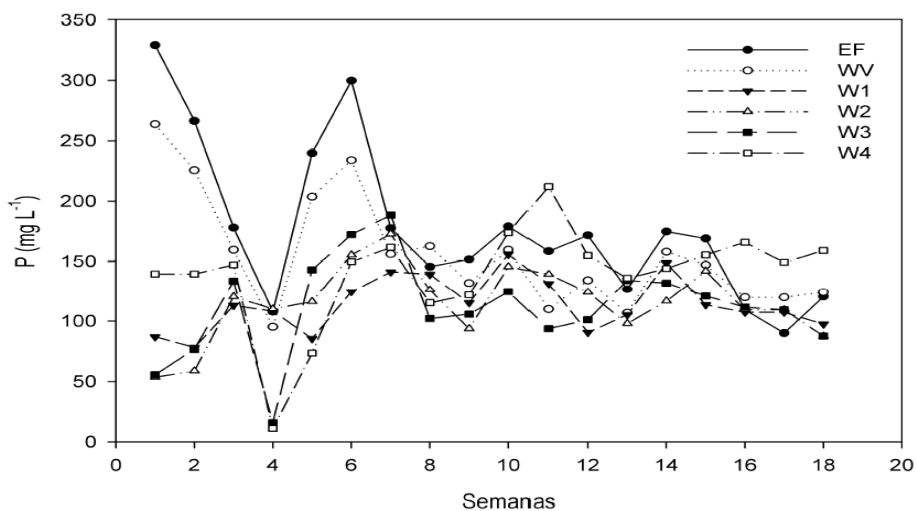


Figura 5 Concentração de fósforo total afluente e efluente nos SAC's

O principal mecanismo de remoção de P em wetlands é a adsorção. Quando se utilizam substratos com elevada capacidade de adsorção, têm-se eficiências bem maiores. A adsorção é feita principalmente por sais de Fe, Al e Ca (NOVAIS et al., 2007). Contudo, as condições do meio influenciam diretamente essa dinâmica, como Cronk (1996) reporta que fosfatos de ferro formados sob condições oxidadas podem liberar P quando há redução de Fe^{3+} para Fe^{2+} sob condições anaeróbias e, portanto, eficiências de remoção de P em wetlands devem ser reportadas com cautela. Kadlec e Wallace (2008) também afirmam que com a aplicação contínua de P por anos em wetlands, os sítios de troca se tornam cada vez mais indisponíveis, o que pode promover liberação de P, aumentando sua concentração no efluente. Esse comportamento pôde ser

observado nos SAC's avaliados e, possivelmente pelos motivos mencionados acima, os teores de P tenderam a aumentar com o tempo.

Diversos autores afirmam que o tempo de detenção hidráulica também afeta essa eficiência, de modo que havendo maior tempo de contato para ocorrência de reações de troca, substituição e oxidação de material orgânico, haverá, por conseguinte, maior remoção de elementos químicos diversos (KADLEC; WALLACE, 2008; VYMAZAL, 2011). Era esperada uma remoção maior nos W1 e W2, mas sob condições reduzidas, as quais predominam em sistemas alagados, saturados, há diminuição de sítios de troca em função da alteração de formas químicas de Fe, que em função dos processos oxidativos, ou seja, não saturados, se apresenta na forma Fe^{3+} . Sob condições anaeróbias, há redução para a forma Fe^{2+} . Cronk (1996) afirma que em condições aeróbias a remoção de P é melhor que sob condições anaeróbias. Zhou, Nakashimada e Hosomi, (2009) alternaram ciclos de saturação e drenagem em sistemas wetlands, e obtiveram maior eficiência na remoção de elementos químicos. É provável que com ciclos de saturação/drenagem dos wetlands, a remoção de fósforo também seja aumentada, como sugerem Cronk (1996) e Lee et al. (2004), pois há recuperação de sítios de troca em situações oxigenadas, todavia tal condição não foi testada em nosso experimento.

Os SACH W1, W2 e W3 foram eficientes na remoção de P total da ARS, mas não diferiram entre si estatisticamente, indicando que a presença dos filtros de latossolo não apresentou diferenças significativas em relação ao controle, preenchido somente com brita e sem filtro (W3). Inicialmente, os SACH W1 e W2 apresentaram melhores eficiências que W3 (controle), que não possuía filtro com solo. Contudo, à medida que se operava os SAC's, a eficiência global dos três sistemas foi a mesma. É possível que os sítios de troca disponíveis nas argilas tenham retido P até sua saturação. Contudo, as condições do meio possam ter se alterado, reduzindo estes sítios de troca, os quais

tenderiam a liberar o P antes adsorvido, aumentando, por conseguinte, seus teores efluentes nos SAC's.

Em relação ao PO_4^{3-} , os sistemas não diferiram entre si na eficiência de remoção. Contudo, parece que a adsorção atuou, como esperado, de modo que os sistemas se mostraram eficientes na remoção de PO_4^{3-} . Um fato interessante foi o valor negativo (-8,5%) no SACV em relação ao PO_4^{3-} . Isso evidencia que a condição aeróbia no wetland vertical foi responsável pela transformação de parte do P-org em orto-P, fato corroborado pela redução de 11% de P total e pelo incremento de 8,46% de PO_4^{3-} no efluente do SACV. A diferença entre estes valores pode estar associada à remoção pelas plantas e microrganismos. A condição aeróbia pode ser favorável à transformação bioquímica de fósforo, facilitando sua remoção a jusante em sistemas de tratamento, através de outros meios, como a remoção biológica por microrganismos e plantas, ou física, pela sedimentação de sólidos e compostos de P. Ademais, esses resultados confirmam que o pós-tratamento é necessário para efluentes anaeróbios, já que a transformação de P-org em outras formas é conseguida principalmente sob condições aeróbias.

Em gráficos individualizados, contudo, observa-se que durante o período inicial de aplicação, há indícios de que a adsorção de P tenha sido eficiente, uma vez que o efluente dos sistemas com solo (W1 e W2) em relação a W3 (controle sem solo) apresentou em média valores menores. Mas, estes valores foram se equiparando ou se alternando com o passar do tempo. Esse comportamento pode ser notado durante os dois primeiros meses aproximadamente (Figuras 6, 7 e 8).

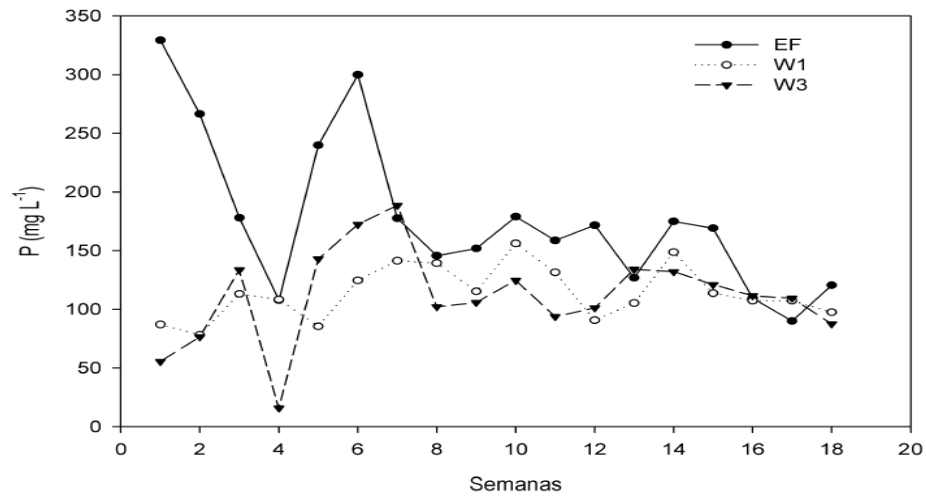


Figura 6 Teores de P na ARS afluyente e nos efluentes de W1 (LVd) e W3 (controle)

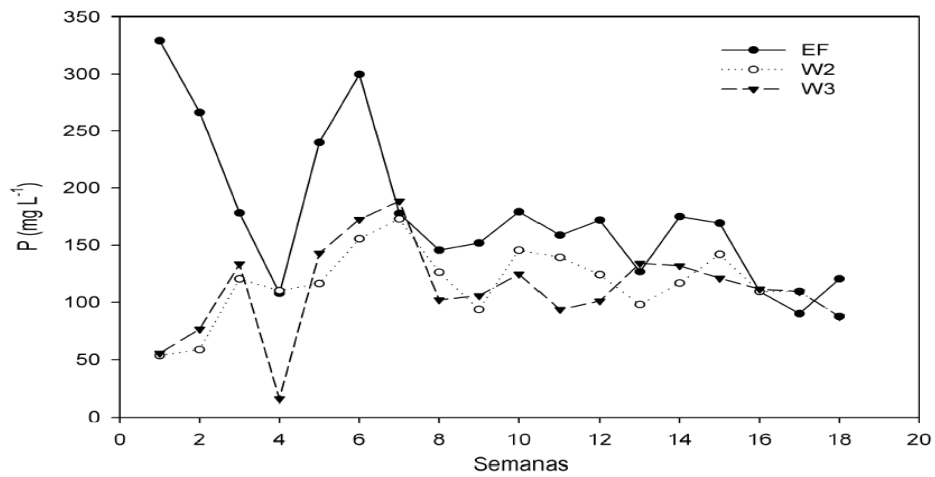


Figura 7 Teores de P na ARS afluyente e nos efluentes de W2 (LVA) e W3 (controle)

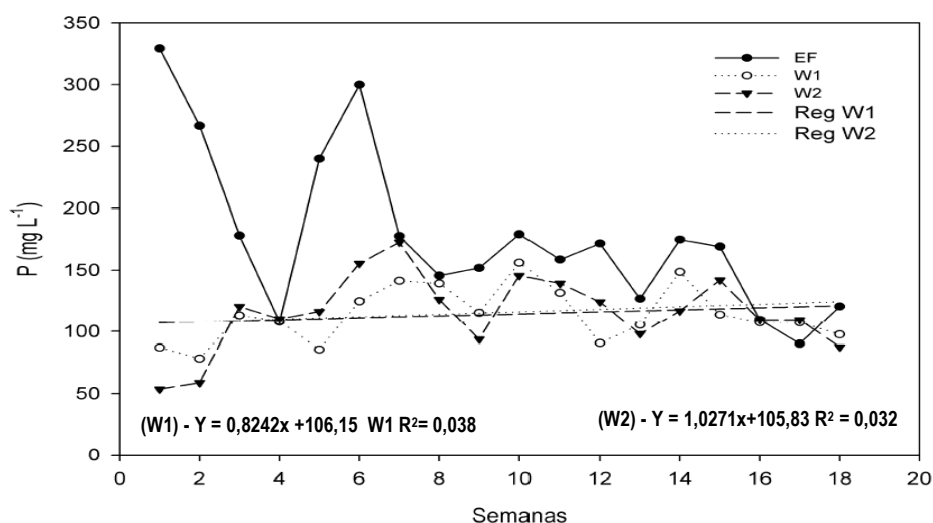


Figura 8 Teores de P na ARS afluente e nos efluentes de W1 (LVd) e W2 (LVA)

Na Figura 8 estão apresentadas as curvas de regressão para os valores efluentes de P nos SACH W1 (LVd) e W2 (LVA). Por meio dos coeficientes de correlação, observa-se baixíssima relação entre os valores de P, sugerindo que as concentrações efluentes são mesmo variáveis, apresentando correlação fraca entre si, principalmente em razão da oscilação das concentrações afluentes, como pode ser visto na Figura 8. Quanto às curvas de regressão, é visto quase uma sobreposição das mesmas, e observa-se que os teores de P em W1 e W2 foram aproximadamente os mesmos, porém, sempre abaixo da concentração afluente ao sistema.

Comportamento semelhante foi observado para o ânion PO_4^{3-} (Figura 9). As curvas indicam tendência de aumento das concentrações efluentes nos SAC's com o tempo. A concentração afluente de PO_4^{3-} nos sistemas apresenta comportamento inicial crescente e posteriormente, decrescente. Isso pode indicar que as reduções de P total nos SAC's possam estar associadas à reduções significativas de PO_4^{3-} .

Foi evidenciada redução satisfatória no período inicial de aplicação, mas, com o passar do tempo, as concentrações de PO_4^{3-} foram aumentando gradativamente, contudo, seguindo também o padrão dependente da concentração inicial, ou seja, quanto maior a concentração afluyente, maior tendeu a ser a do efluente. Observam-se também os teores superiores do SACV em relação aos demais sistemas e ao afluyente (ARS). É possível que sob condições areóbias no SACV tenha havido maior oxidação de P-orgânico em PO_4^{3-} , levando a maiores concentrações deste ânion no efluente dos SACV. Essas curvas também indicam a limitada capacidade de remoção deste íon, em função de processos de saturação dos sítios de troca no solo ou de baixos tempos de detenção, que são insuficientes para promover remoção satisfatória.

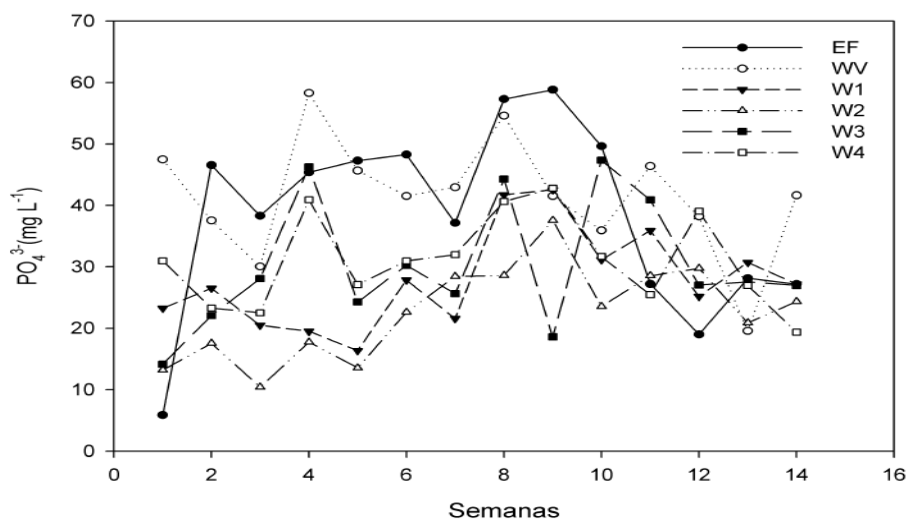


Figura 9 Concentrações de PO_4^{3-} afluentes e efluentes nos sistemas wetlands

Os solos utilizados como filtros nos W1 (LVd) e W2 (LVA) apresentaram características químicas diferentes (Tabela 3), e a adsorção de P também foi diferenciada. Sabe-se que o pH tem efeito importantíssimo na

adsorção de P, pois em pH mais ácidos, há elevadas concentrações de Al^{3+} , que é tóxico às plantas, mas tem-se condições para elevada capacidade de adsorção de P. Com a aplicação da ARS o pH apresentou elevação significativa, mantendo-se em torno de 6,9 para o LVd e 7,2 para o LVA. Um pH mais ácido provavelmente favoreceria a adsorção de P, mas por outro lado, poderia proporcionar também condições de toxidez às plantas cultivadas, devido aos elevados teores de Al^{3+} , os quais, a propósito, não foram detectados, nem antes nem depois do experimento. O pH da ARS manteve-se entre 7,6 e 8,0, considerado bastante alto. Sob tais condições, processos de precipitação de sais de fosfatos ocorrem com maior frequência e a adsorção é bastante reduzida. O pH também afeta as formas dos óxidos de Fe e Al nos solos, alterando sua valência sob condições reduzidas, e conseqüentemente, seu potencial de adsorção.

A respeito do fósforo remanescente (P-Rem), houve uma condição curiosa. Essa análise aplica uma concentração conhecida de P e a deixa em contato com o solo, posteriormente, procedendo-se à leitura do fósforo que sobrou na solução, ou seja, o que não foi adsorvido pelo solo. Daí a denominação fósforo remanescente. Entende-se que um valor de P-Rem baixo indica um solo com grande capacidade de retenção de P, e um valor de P-Rem alto, sugere um solo em que o P não seria adsorvido com tanta pujança. Com base nestes conceitos, o LVd apresentou o P-Rem muito baixo em relação ao LVA, o que nos conduziria a afirmar que no W1, em função do LVd apresentar tal condição de P-Rem, a adsorção de P seria maior, e os resultados de análise de solo confirmariam tal previsão. Entretanto, o oposto foi observado. O LVd apresentou menores teores de P que o LVA, a despeito dos valores maiores de P-Rem no LVA. A origem dos solos pode estar associada a essa condição, pois o LVA foi coletado sob mata, já o LVd foi coletado em barranco, estando assim mais exposto à intempéries e vicissitudes ambientais, o que faria dele um solo

mais intemperizado, com menor capacidade de troca catiônica (CTC) e soma de bases (SB).

Tabela 3 Teores de P e valores de P-Rem nos solos antes e após aplicação de ARS

Amostra	pH	P	P-Rem	Amostra	pH	P	P-Rem
		mg dm ⁻³	mg L ⁻¹			mg dm ⁻³	mg L ⁻¹
LVd	5,7	1,42	1,07	LVA	5,8	1,42	15,04
W1 0-20	6,8	6,16	0,72	W2 0-20	7,1	9,45	5,47
W1 20-40	7,0	2,60	1,25	W2 20-40	7,3	17,51	5,95
W1 40-60	7,0	3,21	0,89	W2 40-60	7,3	5,47	5,16

P – extrator Melich 1; P-Rem – Fósforo remanescente.

Observa-se, quando comparando os valores iniciais de P com aqueles após a aplicação da ARS que houve aporte significativo de P nos solos. O LVd apresentou aumento de 4,74; 1,18 e 1,79 mg dm⁻³ de P nas camadas de 0-20; 20-40 e 40-60 cm, respectivamente. Já o LVA, apresentou maiores valores ainda, a saber, 8,03, 16,09 e 4,05 mg dm⁻³, para as camadas de 0-20; 20-40 e 40-60 cm, respectivamente. A ARS, portanto forneceu concentrações satisfatórias de P aos solos e à cultura do arroz como visto na análise de solo.

3.3 Desempenho das plantas na remoção de P nos sistemas alagados construídos

A diferença nos valores da concentração de P nos solos dos sistemas pode estar relacionada ao desenvolvimento das plantas e sua produtividade. No primeiro ciclo, devido às dificuldades de pegamento e ocorrência de muitas doenças e pragas, as produtividades foram pequenas (Tabela 4). Contudo, no segundo ciclo, as condições do meio foram bastante favoráveis ao desenvolvimento da cultura, pois já havia formação de biofilme, o que significa

maior disponibilidade de nutrientes para as plantas. É muito provável que por isso, a produtividade no segundo ciclo tenha sido bem maior.

Tabela 4 Produtividade, rendimento e produção de matéria seca do arroz (*Oryza sativa*) e tiririca (*Cyperus rotundus.*) em dois cultivos nos sistemas wetlands construídos para polimento da ARS

Wetland	1ª colheita			2ª colheita		
	Produtividade kg ha ⁻¹	Rendimento -----% -----	MS -----	Produtividade kg ha ⁻¹	Rendimento -----% -----	MS ¹ -----
SACV	551,5	61	30,6	1435,4	85,4	-
W1	26,7		29,5	5990,0	88,1	-
W2	458,3	60	30,4	2326,8	77,8	-
W3	213,3		28,6	4023,3	73,1	-
W4	-	-	17,7		-	

MS – matéria seca. ¹ a MS no segundo ciclo não foi calculada.

O W2 apresentou produtividade muito maior que o W1 no primeiro cultivo. Contudo, no segundo cultivo, o W1 sobrepujou bastante o W2. É possível que uma maior remoção de P nesse segundo cultivo tenha retirado grandes quantidades deste elemento do solo, através da solução no meio, de onde era disponibilizado para as plantas. Esse fato pode ter contribuído para menores teores de P no LVd (usado no W1) que no LVA, a despeito dos menores valores de P-Rem no LVd, o que nos sugeriria maior adsorção de P neste solo.

Os teores foliares de P nas plantas do W1 e W2 poderiam elucidar mais algumas conclusões, entretanto, os valores foram alternados, ou seja, no primeiro ciclo, W1 teve maior teor de P que W2, e no segundo ciclo, o contrário foi observado (Tabela 5). Contudo, no segundo ciclo, em função da maior produtividade de W1 em relação a W2, é possível que tenha havido maior translocação de P das folhas para os grãos nas plantas de W1. O fósforo é um elemento considerado imóvel no solo, mas nas estruturas das plantas possui

bastante mobilidade, e esse fato pode ter contribuído para os resultados foliares e, por conseguinte, para os menores teores de P no LVd.

Tabela 5 Teores foliares de P para os dois cultivos

Wetland	Cultura	P1		P2	
		----- g kg ⁻¹ -----			
SACV	Arroz	6,20		9,10	
W1		3,70		2,30	
W2		3,50		3,00	
W3		3,60		5,20	
W4	Tiririca	4,90		4,80	

P1 – primeira amostragem; P2 – segunda amostragem.

O arroz é uma cultura agrícola que exporta grandes quantidades de P do solo. De posse das vazões aplicadas a cada SAC e da concentração média de P total na ARS, foi possível estimar o aporte de P total para as culturas implantadas (Tabela 6) durante o período de operação dos wetlands (aproximadamente 270 dias). Segundo Faquin (2005), o P é o quinto elemento encontrado em maior concentração nas plantas de arroz, sendo a exigência nutricional de P pelo arroz de 8,1 kg ha⁻¹ para se obter uma colheita em torno de 3,2 t ha⁻¹. Já Fageria et al. (1995) sugerem ser o P o quarto elemento mais presente no arroz irrigado e afirmam que para se produzir 1 t ha⁻¹ de arroz irrigado são requeridos 4,5 kg ha⁻¹ de P, e reportam ainda que a remoção/acúmulo de P nas plantas pode variar entre 6 e 24 kg ha⁻¹. Burgoon et al. (1991) estima uma remoção anual de P pelas macrófitas entre 1,8 - 18 g m⁻² ano⁻¹, o que representaria entre 18 e 180 kg ha⁻¹ ano⁻¹. De acordo com os valores da Tabela 6, observa-se que o aporte de P foi satisfatório, sendo considerado bastante elevado em relação aos requerimentos da cultura.

É interessante destacar as principais vias que o P segue em sistemas alagados. Inicialmente, há maior tendência de ocorrência de processos de

adsorção de P no meio poroso ou imobilização por microrganismos. Após a saturação de sítios de troca, há a liberação de forma mais lenta de P no meio. Essa dinâmica pode ter favorecido a maior produtividade no segundo ciclo de cultivo, por disponibilizar mais P às culturas. Como as vazões de saída não apresentaram valores constantes, sendo muitas vezes medidas vazões nulas, em função da elevada evapotranspiração nos sistemas wetlands (dados não apresentados), não foi possível contabilizar a carga de P na saída, e assim, estimar de outra forma, o papel das plantas na remoção deste elemento.

Tabela 6 Aporte total de P nos sistemas alagados construídos híbridos

	Efluente	SACV	W1	W2	W3	W4
P total (mg L ⁻¹)	177,6	156,3	114,0	115,6	111,6	139,5
Eficiência (%)		9,1	27,5	26,8	31,4	7,1
Vazão (L dia ⁻¹)	-	3,6b	3,5b	3,5b	4,0a	3,3b
Carga de P (kg ha ⁻¹ d ⁻¹)	-	-	10,4	10,4	11,8	9,8

Médias seguidas por uma mesma letra nas linhas não diferem estatisticamente entre si pelo teste “t” em 5% de nível de significância.

Pressupõe-se então que, neste experimento que o principal mecanismo que atuou na remoção de P da ARS foi a absorção pelas plantas, já que a adsorção pelo solo se mostrou inicialmente alta, equilibrando-se depois, sendo então um processo limitado, passível de saturação. Cronk (1996) reporta que a absorção pelas plantas é incrementada com o aumento da temperatura. Como o experimento foi iniciado no final de agosto, mês em que as temperaturas começam a aumentar, é possível que o melhor desempenho inicial esteja também associado à maior remoção pelas plantas, não só em função de maiores temperaturas, mas também pelo fato das plantas estarem nas fases de desenvolvimento inicial e perfilhamento.

Parece que alguma adsorção ocorreu nos solos, especialmente no início da pesquisa, como pode se observar pela Figura 5, mas, com o desenvolvimento radicular, explorando maiores áreas, a remoção pela vegetação pode ter se tornado o principal mecanismo de remoção de P, também em função da rápida saturação dos sítios de troca dos solos usados nos filtros, em função das condições reduzidas no meio.

O W4 apresentou a menor eficiência entre todos os sistemas horizontais. Como os dados sugerem que a adsorção não tenha apresentado efeito significativo na remoção de P, ainda mais por não haver presença de solo nesse sistema, a presença das plantas parece mais uma vez ter sido preponderante neste aspecto. Em relação aos sistemas horizontais, a tiririca apresentou maiores teores foliares de P que as plantas de arroz. Mas, ainda assim, o efluente do W4 apresentou maiores concentrações de P. Como a produção de biomassa pela tiririca foi menor, e por não haver produção de grãos, os teores foliares tendem a ser maiores. Nos SACH W1, W2 e W3, como as amostras de folhas foram retiradas ao final do ciclo produtivo, é possível que grande parte do P absorvido pelas plantas tenha sido translocado para os grãos de arroz, que são o maior dreno interno nesta cultura. Uma vez que a tiririca não produziu flores e frutos, a translocação foi mínima, e o seu teor foliar de P foi maior que no arroz. As plantas daninhas apresentam grande capacidade de absorção de nutrientes, em muitos casos maiores que as culturas agrícolas convencionais, e entram em competição por elementos no solo.

3.4 Teores de sólidos totais e sua relação com a remoção de P nos SAC's

A maior parte do P em águas residuárias está associada à matéria orgânica, a qual por sua vez é representada por sólidos totais (ST) ou suspensos (SS). Os sólidos dissolvidos (SD) são formados por ânions e cátions em sua

maioria, ou seja, formas químicas de menor tamanho. Cronk (1996) afirma que com a deposição de sólidos, outros constituintes associados aos sólidos diminuem, como exemplo, o P. Espera-se que haja alguma relação entre as concentrações de P e as de sólidos nos sistemas, contudo, essa relação não se mostrou presente neste estudo. Regressões lineares apresentaram coeficientes de correlação muito baixos, os quais não explicavam dependência alguma das variáveis. Nesse sentido, algumas questões devem ser levantadas.

Os teores de ST no efluente dos sistemas wetlands foram baixos no início dos testes e tenderam a aumentar ao longo do tempo de amostragem, mesmo com a tendência de decréscimo dos ST na ARS afluente ao sistema (Figura 10). Esse comportamento pode estar associado a acúmulo de sólidos no sistema que, devido à excessiva evapotranspiração (ET) em alguns dias, tendiam a se concentrar. Muitas vezes, elevadas ET demandavam aplicação de AR muito acima das vazões estipuladas. Esse aumento de vazão promovia alterações no fluxo interno nos wetlands, podendo promover escoamento turbulento, o que tende a levantar sólidos depositados, arrastando-os para a saída dos sistemas em função de maiores velocidades de escoamento. Foi muito comum durante o período de verão deixar o sistema funcionando por cerca de 30 minutos, sendo que o tempo previamente planejado fora de apenas 8 minutos diários. Isso, devido à perda de água do sistema por ET, que muitas vezes excedia o volume aplicado diariamente.

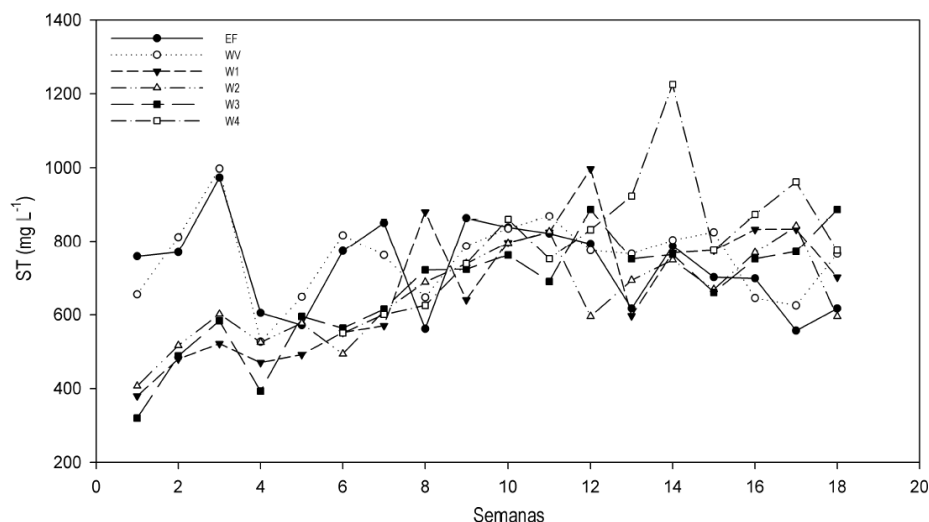


Figura 10 Teores de sólidos totais (ST) no afluente e efluente dos sistemas alagados construídos

Os sólidos são depositados nas camadas mais profundas ou nos interstícios do meio filtrante por sedimentação, podendo ficar também em solução. Quando vazões pequenas são aplicadas, conforme as previamente planejadas, há movimento gradativo e tempo de contato suficiente destes sólidos com o biofilme que faz sua degradação, utilizando como alimento os nutrientes e matéria orgânica ali presentes, procedendo à imobilização destes nutrientes em seu protoplasma. Após a morte de organismos nestes biofilmes, tem-se então a disponibilização destes elementos na solução. Neste ponto, em que os sólidos foram transformados em íons, ou seja, sólidos dissolvidos, a remoção pelas plantas toma lugar. Esse processo dinâmico, contudo requer tempo para ocorrer.

O experimento foi iniciado durante o inverno, sendo a ET baixa, não havendo perdas acima do volume diário aplicado. Os sistemas foram assim acumulando sólidos durante esse período inicial, uma vez que as vazões aplicadas foram mantidas constantes. Com o aumento da temperatura, tendo os

sistemas funcionado por cerca de dois meses e meio, maiores vazões tiveram de ser aplicadas, muitas vezes inclusive para haver coleta de amostras para análises, já que os recipientes de coleta dos efluentes dos sistemas encontravam-se vazios. Esse processo de aplicar vazões maiores pode ter contribuído para o arraste desses sólidos, os quais poderiam ter promovido aumentos graduais de P no efluente dos sistemas, a despeito de não haver correlação dos valores de ST e P. Como não foram possíveis correlações positivas entre estes parâmetros, a saber, ST e P, apenas conjecturas podem ser feitas, levantando possibilidades e hipóteses, as quais, contudo, precisariam de mais informações para ratificação destes comportamentos.

4 CONCLUSÕES

Os SACH, W1, W2, W3 e W4 apresentaram eficiências médias de remoção de P total iguais a 9,2; 27,5; 26,8; 31,4 e 7,1, respectivamente. Em geral, quanto maiores as concentrações de afluentes, maiores foram as efluentes, sugerindo que a eficiência de remoção é proporcional à concentração do elemento em questão. Os sistemas apresentaram eficiências consideradas médias de remoção de fósforo, incrementadas possivelmente pela presença do arroz no meio, que representou um importante dreno deste elemento. Os processos de adsorção parecem ter sido eficientes no momento inicial, revelando eficiências de remoção na faixa de 80% nos SACH com filtros de argila (W1 - LVd e W2 - LVA), mas com o aumento do tempo de operação, a adsorção parece ter diminuído substancialmente e a remoção pelas plantas e processos de precipitação parecem ter sido as vias principais de remoção de P do sistema. O pH elevado (7,6 – 8,0) foi um fator favorável à precipitação de P nos SAC's, e parece ter afetado a a dinâmica de adsorção de P nos sistemas.

As condições saturadas proporcionaram um meio reduzido, em que há redução do número de sítios de troca, o que também parece ter reduzido a eficiência de adsorção de P nos wetlands. Sugere-se portanto, alternar ciclos de saturação e secagem juntamente com meios filtrantes que tenham maior capacidade e retenção de P, com vistas a incrementar a eficiência destes sistemas no que tange a remoção de P e suas formas químicas. A presença da vegetação se mostrou imprescindível nesse processo, e deve ser mantida em todo tipo de sistema alagado construído.

Quanto aos sólidos, não houve correlação entre a concentração de ST e as de P nos SAC's. As concentrações de ST tenderam a aumentar com o tempo. As de P tenderam a um equilíbrio no efluente dos SAC's, mantendo-se sempre abaixo dos valores afluentes ao sistema. Alterações de vazão devido aos

períodos de elevada evapotranspiração parecem ter sido responsáveis pelo aumento da concentração de ST no efluente dos SAC's, diminuindo muito sua eficiência, a qual não passou dos 11% para o W2 sendo em alguns casos negativa em -3,05% em relação ao SACV.

REFERÊNCIAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. American Water Works Association. Water Environment Federation. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th ed. Washington, 2005.
- BARNARD, J. L. A review of biological phosphorus removal in the activated sludge process. **Water SA**, v. 2, n. 3, p. 126-144, 1976.
- BRESENGHELLO, F.; MORAIS, O. P. de; CASTRO, E. da M. de. **Cultivares**. In: MACHADO, P. L. O. de A.; BIAVA, M. (Ed.). **Cultivo do arroz de terras altas no estado do Mato Grosso**. Embrapa Arroz e Feijão, 2006. (Sistemas de Produção, 7). Disponível em: <<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Arroz/ArrozTerrasAltasMatoGrosso/index.htm>>. Acesso em 10 jul. 2011.
- BRIX, H. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic waste water: New Danish guidelines. **Ecological Engineering: the journal of ecotechnology**, Oxford, v. 25, p. 491-500, 2005.
- BORIN, M.; SALVATO, M. Effects of five macrophytes on nitrogen remediation and mass balance in wetland mesocosms, **Ecological Engineering: the journal of ecotechnology**, Oxford, v. 46, p. 34-42, 2012.
- BURGOON, P. S. et al. Vegetated submerged beds with artificial substrates. II: N and P Removal. **Journal ASCE-EED**, v. 117, n. 4, p. 408-424, 1991.
- CHEN, X. et al. Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) waste as an adsorbent for phosphorus removal from swine wastewater. **Bioresource Technology**, Essex, v. 101, p. 9025-9030, 2010.
- COSTA, C.C. **Avaliação de sistema anaeróbio (RAC-UASB) no tratamento de água residuária de suinocultura e aplicação via fertirrigação, em feijão-vagem cultivado em ambiente protegido**. 2007. 174 f. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) – Universidade Federal de Lavras, Lavras. 2007.
- 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, July 1996.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. **Coletânea sobre tecnologia de dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA – CNPSA/EMATER-RS, 2002. 31 p. (Boletim Informativo, 14). Disponível em: <<http://docsagencia.cnptia.embrapa.br/suino/bipers/bipers14.pdf>>. Acesso em: 10 jul. 2011.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Procedimentos para coleta de amostras de plantas**. Disponível em: <http://www.cpatia.embrapa.br/a_unidade/instalacoes/laboratorios/laboratorio-de-solos/plantas.pdf>. Acesso em: 9 jun. 2012.

FAGERIA, N. K. et al. **Seja o doutor do seu arroz**. Potafos, 1995. (Arquivo do Agrônomo, 9). Disponível em: <[http://www.ipni.org.br/ppiweb/brazil.nsf/87cb8a98bf72572b8525693e0053ea70/d5fbc829a2f54298832569f8004695c5/\\$FILE/Seja%20o%20Arroz.pdf](http://www.ipni.org.br/ppiweb/brazil.nsf/87cb8a98bf72572b8525693e0053ea70/d5fbc829a2f54298832569f8004695c5/$FILE/Seja%20o%20Arroz.pdf)>. Acesso em: 10 jul. 2012.

FAQUIN, V. **Nutrição mineral de plantas**. Lavras: Universidade Federal de Lavras/Fundação de Apoio ao Ensino, Pesquisa e Extensão, 2005. (Curso de Pós-Graduação “Lato Sensu”. Especialização a Distância em Solos e Meio Ambiente).

FERREIRA, D. C. et al. Remoção de fósforo total de água residuária da suinocultura em wetlands construídos vegetados com arroz contendo ou não filtros com latossolo. In: CONGRESO LATINOAMERICANO Y DEL CARIBE DE INGENIERÍA AGRÍCOLA, 10., 2012. **Anais...** Londrina, 2012.

FIA, R. et al. Desempenho de forrageiras em sistemas alagados de tratamento de águas residuárias do processamento do café. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 8, p. 842–847, 2010. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbeaa/v14n8/v14n08a08.pdf>>. Acesso em: 10 jul. 2011.

GARCIA, J. et al. Spatial variations of temperature, redox potential, and contaminants in horizontal flow reed beds. **Ecological Engineering: the journal of ecotechnology**, Oxford, v. 21, p. 129–142, 2003.

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**, v. 35, n. 3, Apr 2009.

GRADY, C. P. L. JR.; DAIGGER, G. T.; LIM, H. C. **Biological wastewater treatment**. 2. ed. New York: M. Dekker, 1999.

HEADLEY, T. R.; HERITY, E.; DAVISON, L. Treatment at different depths and vertical mixing within a 1-m deep horizontal subsurface-flow wetland. **Ecological Engineering**: the journal of ecotechnology, Oxford, v. 25, p. 567–582, 2005.

HUMENIK, F. J. et al. Wastewater utilization: a place for managed wetlands: review. **Asian – Australian Animal Science**, v. 12, n. 4, p. 629-623, 1999.

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

JENSSEN, P. D.; KROGSTAD, T. Design of constructed wetlands using phosphorus sorbing lightweight aggregate (LWA). In: MANDER, Ü.; JENSSEN, P. D. (Ed.). **Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climates**. Southampton: WIT, 2003. p. 259-271.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment wetlands**. 2nd ed. Boca Raton: CRC, 2008.

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

LI, S. et al. Phosphorus removal of rural wastewater by the paddy-rice-wetland system in Tai Lake Basin. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 171, p. 301–308, 2009.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas**: princípios e aplicações. 2. ed. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1997.

MATANGUE, M. T. A. **Comportamento hidrodinâmico e cinético dos reatores anaeróbios compartimentado (RAC) e manta de lodo (UASB) operando em série**. 2011. 297 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

MATANGUE, M. A. T.; CAMPOS, C, M. M. Determination of kinetic parameters of an upflow anaerobic sludge blanket reactor (uasb), treating swine wastewater. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 35, n. 6, nov./dez. 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542011000600022>>. Acesso em: 10 jul. 2012.

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 Ambi-Água**, Taubaté, v. 3, n. 1, p. 43-53, 2008.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering treatment, disposal, reuse**. 4nd ed. New York: McGraw-Hill, 2003. 1334 p.

NOVAIS, R. F. et al. **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: SBCS, 2007. 1017 p.

POACH, M. E. et al. Effect of intermittent drainage on swine wastewater treatment by marsh–pond–marsh constructed wetlands. **Ecological Engineering: the journal of ecotechnology**, Oxford, v. 30, p. 43–50, 2007. Disponível em: <<http://naldc.nal.usda.gov/download/19224/PDF>>. Acesso em: 10 jul. 2011.

PROCHASKA, C. A.; ZOUBOULIS, A. I. Removal of phosphates by pilot vertical-flow constructed wetlands using a mixture of sand and dolomite as substrate. **Ecological Engineering: the journal of ecotechnology**, Oxford, v. 26, p. 293–303, 2006.

PROGRAMA INTERLABORATORIAL DE CONTROLE DE QUALIDADE EM ANÁLISE DE SOLO. **Manual do laboratorista**. 2005. 33 p. Disponível em: <<http://pt.scribd.com/doc/74085046/Manual-Solo>>. Acesso em: 10 jul. 2011.

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

SOARES, A. A. et al. ‘BRSMG Curinga’: cultivar de arroz para plantio em terras altas e várzeas. **Revista Ceres**, Viçosa, MG, v. 52, n. 304, p. 967-974, 2005.

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

SPERLING, M. von. **Introdução á qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG/DESA, 2005. 452 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, 1).

US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters**. 2000.

VOHLA, C. et al. Alternative filter media for phosphorus removal in a horizontal subsurface flow constructed wetland. **Journal of Environmental Science and Health - Part A: toxic/hazardous substances and environmental engineering**
v. 40, n. 6-7, p. 1251-1264, 2005.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 380, n. 1-3, p. 48-65, July 2007.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. **Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow**. Dordrecht: Springer, 2008. 566 p.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. **Environmental Science Technology**, Easton, v. 45, n. 1, p. 61-69, 2011.

ZHOU, Z.; NAKASHIMADA, Y.; HOSOMI, M. Nitrogen transformations in vertical flow systems with and without rice (*Oryza sativa*) studied with a high-resolution soil–water profiler. **Ecological Engineering: the journal of ecosystem restoration**, Oxford, v. 35, p. 213–220, 2009.

CAPÍTULO 4 Desempenho de arroz (*Oryza sativa*) e Tiririca (*Cyperus rotundus*) em sistemas alagados construídos híbridos tratando água residuária da suinocultura

RESUMO

Sistemas alagados construídos (SAC's) apresentam elevada eficiência no tratamento de águas residuárias pois combinam etapas físicas, químicas e biológicas de tratamento de águas residuárias. Plantas são cultivadas nestes sistemas e representam um papel chave, absorvendo nutrientes e poluentes das águas residuárias. Diversas plantas tem aplicação em SAC's, mas muitas não possuem aplicação nobre. Nesse sentido, o arroz (*Oryza sativa*) apresenta grande potencial, por produzir grãos e poder ser utilizado na alimentação humana ou animal. Plantas consideradas daninhas como a tiririca (*Cyperus rotundus*) também apresentam grande potencial pois têm elevada capacidade de absorção de nutrientes. Neste trabalho foram avaliadas a produtividade do arroz, teor de matéria seca e os teores foliares de nutrientes e metais. Os tratamentos foram: W1 - brita1 + filtro com latossolo vermelho distroférico (LVd); W2 - brita1 + filtro com latossolo vermelho amarelo (LVA); W3 - brita1, todos com fluxo subsuperficial e vegetados com arroz, e W4 - brita com fluxo superficial e vegetado com *Cyperus rotundus*. Ambas as plantas se desenvolveram bem sob as condições experimentais. O arroz foi bastante atacado por pragas e doenças o que prejudicou a produtividade no primeiro ciclo. Já o segundo ciclo apresentou melhores resultados. *C. rotundus* desenvolveu-se bem e cobriu totalmente a superfície do W4, apresentando grande produção de matéria verde, que foi maior durante o primeiro ciclo. Ambas as culturas apresentaram elevada capacidade de absorção de nutrientes e elementos. O arroz apresentou teores foliares entre 29,9 - 46,5, 3,5 - 5,2, 8,1 - 11,9, 1,7 - 6,3, 2,2 - 2,7 g kg⁻¹ de N, P, K, Ca e Mg e a tiririca apresentou teores entre 18,6 - 26,6, 4,8 - 4,9, 10,3 - 13,3, 3,2 - 3,4 e 1,5 - 2,2 g kg⁻¹ de N, P, K, Ca e Mg, respectivamente. Os resultados de produtividade e remoção de nutrientes mostraram o elevado potencial de uso destas culturas em SAC's para produção de grãos e folhas. Nenhuma contaminação por coliformes fecais foi encontrada nos grãos de arroz, sendo estes considerados seguros do ponto de vista microbiológico para consumo humano.

Palavras-chave: Água residuária da suinocultura. Wetlands construídos. Arroz. *Cyperus rotundus*. Produtividade. Latossolo.

ABSTRACT

Constructed wetlands combine physical, chemical, and biological processes for wastewater treatment. Plants pose an important role in these systems, serving as surfaces for microbial growth, transferring oxygen to the media, reducing water flow velocities, isolating surfaces from extreme cold and heat and absorbing nutrients, hence, removing pollutants from wastewaters. Many plants are suitable to grow under humid or saturated conditions, and also, can be used for leaf or grain production. Rice (*Oryza sativa*), therefore, has been used for wastewater treatment and food production. *Cyperus rotundus* was tested as an alternative too. In this study we monitored two crop cycles of rice and *C. rotundus* in constructed wetlands treating swine wastewater from anaerobic reactors. The hybrid wetland systems were composed by a non-saturated vertical flow wetland (VW) followed by a saturated horizontal flow wetland (HW) containing gravel size #1 and vegetated with rice. The treatments were: W1 - gravel + Distroferric Red Latossol (LVd-Oxisol) filter; W2 - gravel + Red-Yellow Latossol (LVA- Oxisol) filter; W3 - gravel. All three with subsurface flow and vegetated with rice and W4 - gravel with surface flow vegetated with *Cyperus* sp. The plants grew well under the experimental conditions, but initially the rice suffered with insects and diseases that injured severely most of the plants. The rice seedling needed to be planted over again in order to achieve good plant stand. . Still, during the first cycle few plants survived and yields were quite low. VW, W1, W2 and W3, produced 552, 27, 458 and 213 kg ha⁻¹, respectively. The second cycle presented better yields, of 1435, 5990, 2327 and 4023 kg ha⁻¹ for SACV, W1, W2 and W3 respectively. *C. rotundus* grew well and covered the entire wetland surface. After the first harvest, the production decreased, but was still significant. Both plants removed nutrients from the wastewater significantly. Rice plants presented leaf contents of N, P, K, Ca and Mg ranging from 29.9 - 46.5, 3.5 - 5.2, 8.1 - 11.9, 1.7 - 6.3, 2.2 - 2.7 g kg⁻¹, respectively. *C. rotundus* had contents of 18.6 - 26.6, 4.8 - 4.9, 10.3 - 13.3, 3.2 - 3.4 and 1.5 - 2.2 g kg⁻¹ of N, P, K, Ca and Mg, respectively. The results of yield and nutrient removal have shown the suitability of these two plants to be used for wastewater treatment and grain/leaf production. No contamination with fecal or total coliforms was found on rice grains, and it can be recommended for human consumption.

Keywords: Swine wastewater. Constructed wetlands. Rice. *Cyperus rotundus*. Yield. Oxisol.

1 INTRODUÇÃO

Wetlands, também conhecidos como sistemas alagados contruídos (SAC's), são sistemas que foram projetados e construídos para utilizar os processos naturais que envolvem a vegetação de zonas úmidas, solos, e os microrganismos associados para auxiliar no tratamento de águas residuárias. São projetados para utilizar os mesmos processos que ocorrem em áreas úmidas naturais, mas sob ambiente mais controlado (VYMAZAL, 2011).

Os SAC's já vêm sendo utilizados há décadas no tratamento de diversas águas residuárias (AR's) (VYMAZAL, 2010). Esses sistemas apresentam como vantagem custos baixos de implantação e manutenção e mecanismos versáteis de remoção (HUNT; POACH, 2001; KADLEK; WALLACE, 2008; VYMAZAL, 2011), por meio de processos de sedimentação, adsorção, acumulação de material orgânico, assimilação microbiana, nitrificação/desnitrificação, volatilização de amônia e remoção pelas plantas (BRIX, 2005, VYMAZAL, 2011). Muitos estudos têm demonstrado o potencial de uso de SAC's na remoção de poluentes de AR's (US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, USEPA, 2000; PROCHASKA; ZOUBOULIS, 2006; POACH et al., 2007; KADLEC; WALLACE, 2008; VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008; ZHOU; HOU; HOSOMI, 2008; AGUILAR et al., 2009; ZHOU; NAKASHIMADA; HOSOMI, 2009; CHEN et al., 2010; FIA et al., 2010, VYMAZAL, 2011; FERREIRA et al., 2012),

Diversas plantas têm sido utilizadas e indicadas para cultivo SAC's, por naturalmente ocorrerem em locais com condições semelhantes ou suportarem as condições anaeróbias/anóxicas que ocorrem no sistema. Dentre as espécies mais utilizadas, estão a taboa (*Typha* sp.), capim tifton-85 (*Cynodon* sp.), bulrush (*Scirpus* sp.), caniço (*Pragmites* sp.), papiro (*Cyperus papyrus*) entre outras. Estas espécies, contudo, não tem muita aplicação na alimentação animal ou

humana, muitas vezes sendo deixada nos sistemas para decomposição. Assim, devolvendo aos sistemas muitos nutrientes que foram removidos. O papiro pode ser utilizado na produção de papel e o capim tifton na alimentação animal. Outras plantas apresentam, porém, potencial de uso sob essas condições.

O arroz (*Oryza sativa*) é um exemplo delas. Possui variedades bem adaptadas às condições alagadas bem como as condições de sequeiro, e poucos são os estudos de seu uso em SAC's para tratamento de águas residuárias. Há preocupações quanto à contaminação microbiológica dos agricultores e dos grãos que podem servir tanto para alimentação humana quanto animal.

O arroz é um dos três cereais mais produzidos e consumidos no mundo, ficando atrás apenas do trigo e do milho. Faz parte da dieta básica de aproximadamente 50% da população mundial, podendo ser considerado o mais importante por ser consumido diretamente (WALTER et al., 2010). O arroz é uma espécie hidrófila (SANTOS; RABELO, 2004), que possui um tecido parenquimatoso especial, chamado aerênquima, que é um conjunto de espaços intercelulares, que vai das folhas até as raízes, funcionando como uma via contínua de transporte de gases para raízes submersas (TAIZ; ZIEGER, 2002) em resposta a um fluxo difusivo na atmosfera, devido à demanda criada pela atividade respiratória da raiz e pela perda radial de gases (GROOT et al., 2005).

Alguns estudos apontam o uso de arroz associado ao reúso ou tratamento de água. Souza, Leite e Luna (2001) irrigaram arroz com esgoto doméstico tratado em sistema anaeróbio e não reportaram indicadores de contaminação por coliformes fecais e obtiveram ainda maiores produtividades nas parcelas irrigadas com o referido esgoto. Silva (2007) utilizou arroz em SAC's e também não observou contaminação microbiológica. O arroz apresenta viabilidade de uso em wetlands, porém mais estudos são necessários para se conhecer melhor sua adaptação a este tipo de ambiente bem como à sua tolerância aos compostos presentes nas AR's como sais e metais pesados, assim

como avaliações quanto á segurança alimentar dos grãos produzidos com uso de águas residuárias para humanos ou animais.

Quanto à salinidade o arroz é moderadamente tolerante, mas é mais sensível que outros cereais (QUIJANO-GUERTA; KIRK, 2002), sendo que a sensibilidade é variável ao longo do ciclo produtivo e varia entre as cultivares. Zeng, Lesch e Grieve (2003) reportam que a salinidade afeta principalmente o pegamento das plântulas e seu desenvolvimento, também afetando a produtividade de grãos e número de perfilhos.

Os metais pesados presentes nas AR's são outra preocupação. Estes elementos podem entrar na cadeia alimentar e promover diversos distúrbios além de acumular-se nos seres humanos, promovendo doenças de ordens neurológicas (COEN et al., 2001, EUROPEAN UNION, 2002). Diversos autores reportam que o uso de AR's em alimentos aumenta os teores de metais pesados nos solos, nos sistemas e nos tecidos das plantas (SILVA; VITTI; TREVIZAM, 2007, SINGH, REDOÑA e REFUERZO, 2010, GU et al., 2011, CHUNG et al., 2011) e por isso, o monitoramento destes valores deve ser periódico para garantir alimentos seguros para os seres humanos.

Este trabalho objetivou avaliar o desempenho do arroz (*Oryza sativa*) e da tiririca (*Cyperus rotundus*) em sistemas alagados construídos, avaliando seu desenvolvimento, produtividade, e qualidade dos grãos quanto à contaminação microbiológica e por metais pesados, caracterizando o risco deste alimento para seres humanos. Ademais, propor soluções para o uso dos grãos e das partes das plantas produzidas nos sistemas wetlands.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi conduzido em Lavras, Minas Gerais. A altitude do local é de 919 m, latitude 21° 14' 43 sul e longitude 44° 59' 59 oeste, cujo clima, segundo a classificação climática de Köppen, é Cwa, temperado chuvoso (mesotérmico) com inverno seco e verão chuvoso, subtropical, com inverno seco e temperatura do mês mais quente maior que 22 °C.

2.1 Caracterização do local do experimento

Os sistemas wetlands combinados foram instalados em casa de vegetação (Figura 1) cuja parte lateral era feita de sombrite, o que permitia a ventilação no ambiente interno. Maiores detalhes sobre sua construção podem ser encontrados nos trabalhos de Costa (2007) e Matangue (2011).



Figura 1 Vista da área experimental do DEG próximo à lagoa da Zootecnia

Nota: Casa de vegetação geminada, revestida com tela antiafídeo.

2.2 Caracterização do sistema de polimento – SAC's

Os wetlands construídos híbridos, também denominados Sistemas Alagados Construídos (SAC's) foram compostos por um wetland de escoamento vertical (SACV) seguido de um wetland de escoamento horizontal (SACH). Os SACV foram feitos de politereftalato de etileno (PET), com volume de 20 litros, diâmetro de 0,46 m e altura de 0,54 m, preenchidos com 30 cm de brita nº 1 ($\phi = 9,5$ a $12,5$ mm – ABNT), com porosidade média igual a $0,454 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$; 10 cm de brita nº 0 ($\phi = 4,75$ a $9,5$ mm - ABNT) e 5 cm de areia grossa (retida na peneira #10 – $\phi = 2,0$ mm) na superfície e vegetados com 8 mudas de arroz (*Oryza sativa*), sendo duas por cada cova de plantio, num espaçamento de 15 x 15 cm. Os SACV não diferiram entre si em suas características construtivas. Não houve saturação dos SACV.

Os wetlands horizontais (SACH) foram confeccionados de chapa galvanizada nº 24 com dimensões de 1,20 x 0,50 x 0,60 m em termos de comprimento, largura e profundidade, preenchidos a partir da base com 50 cm de brita nº 1, 5 cm de brita 0 e uma camada de 5 cm de areia #10, para melhor fixação da vegetação no sistema. Os SACH foram impermeabilizados com manta plástica. Houve diferenças entre os sistemas, as quais representaram os tratamentos e o controle. Apesar dos sistemas apresentarem camadas de brita 1, brita 0 e areia, o escoamento ocorreu somente na camada de brita 1, e por isso, a porosidade da brita 0 e da areia não foram quantificadas. Portanto, a altura do líquido nos SACH era de no máximo 50 cm.

Os tratamentos apicados foram: W1 - brita + filtro com latossolo vermelho distroférico (LVd); W2 - brita + filtro com latossolo vermelho amarelo (LVA); W3 – brita (controle). Os SACH supracitados foram conduzidos com fluxo subsuperficial e vegetados com arroz. W4 - brita com fluxo superficial e vegetado com tiririca (*Cyperus rotundus*).

O arroz (*Oryza sativa*) utilizado como vegetação nos SACV e SACH 1, 2 e 3 foi a variedade 'BRSMG Curinga', a qual apresenta as seguintes características: cultivar semi-precoce de grãos longo-finos. A planta é de porte baixo, ereta e muito perfilhadora, bastante resistente ao acamamento, apresentando ampla adaptação, com alto potencial produtivo, tanto em áreas de terras altas como de várzeas úmidas. Apresenta também maior resistência a veranicos que outras cultivares. Tem moderada resistência à mancha parda e à escaldadura, e é considerada moderadamente suscetível à mancha-de-grãos e à brusone. Os grãos são de classe agulhinha, com alto rendimento de inteiros (58,2%), boa qualidade de cocção, porém com certa incidência de manchas brancas, o que lhe confere uma menor translucidez. Devido ao conjunto de suas características, é a cultivar que oferece maior segurança de colheita para o produtor, em diferentes condições de cultivo (SOARES et al., 2005; BRESENGHELLO et al., 2006).

Nos SACH foram usadas duas mudas de arroz por cova com espaçamento de 0,15 x 0,20 m e a tiririca foi plantada aleatoriamente no SACH4 (W4) e se espalhou em toda a extensão do sistema. Os solos utilizados nos filtros dos SACH foram coletados em locais diferentes. O LVd foi coletado próximo ao canil da UFLA, em um barranco, no departamento de Zootecnia. O LVA foi coletado em mata, próximo ao cafezal da UFLA localizado nas proximidades da estrada para o município de Ijaci. Para evitar ao máximo a presença da matéria orgânica nos solos, optou-se por coletar o horizonte B de ambos. Os solos foram peneirados em peneira nº 20 (abertura 0,84 mm) para obter-se um material mais homogêneo nos filtros, sendo utilizada a porção que passava pelas peneiras.

Os filtros foram feitos de ferro, com um formato de uma gaveta vazada apresentando dimensões de 0,15 x 0,60 x 0,50 m, sendo telados com tela anti afídeo de 24 x 48 mesh, abertura de cerca de 6 mm, confeccionada com

monofilamentos de polietileno de alta densidade (PEAD) possuindo espessura de aproximadamente $0,6 \text{ mm} \pm 10\%$ (Figura 2).



Figura 2 Sistemas wetlands sendo preenchidos e detalhe do filtro inserido nos sistemas horizontais

O dimensionamento dos SACH foi baseado na taxa de aplicação por área, a qual foi calculada com base nas recomendações da USEPA (2000), que é de $6 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-2}$ de DBO, adaptando-a as condições exigidas pela legislação de Minas Gerais. Assumiu-se uma carga máxima média de $10 \text{ g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ de DBO, uma concentração DBO média de 2000 mg L^{-1} , a área superficial do SACH, que é de $0,6 \text{ m}^2$ permitia a aplicação máxima nos SACV de aproximadamente 3 L dia^{-1} . Essa aplicação foi intermitente, aplicada de uma só vez no início do dia. A aplicação era feita nos SACV que distribuíam a vazão para o SACH.

Pelas dimensões do sistema, o volume total dos wetlands foi de $0,3 \text{ m}^3$. Para este cálculo, considerou-se o comprimento total (1,20 m), a largura total (0,50 m) e a altura total molhada (0,50 m). A porosidade média da brita utilizada como meio suporte foi estimada em aproximadamente $0,454 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$. Portanto, o volume útil do sistema, considerando-se o volume total e a porosidade do meio, é de aproximadamente $0,136 \text{ m}^3$. Assim, estimou-se o tempo de detenção hidráulica (TDH) teórico no SACH, que é o quociente entre o volume útil (m^3) e a vazão diária ($\text{m}^3 \text{ dia}^{-1}$). O TDH teórico dos SACH foi estimado em 45,4 dias. Nas Figuras 3 e 4 estão detalhados os SACV, SACH, o sistema de aplicação e os filtros inseridos nos wetlands.

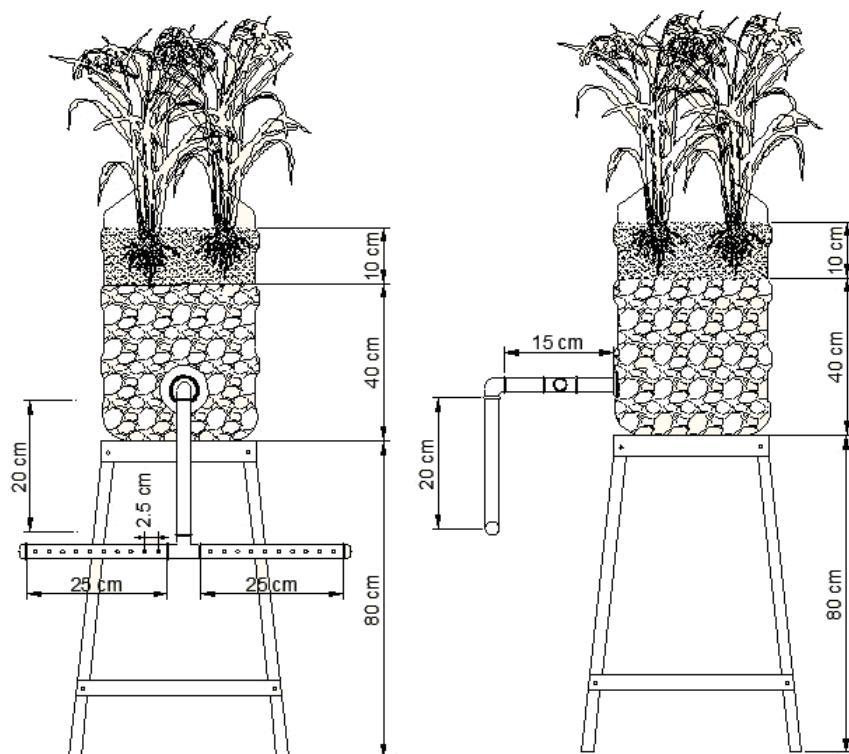


Figura 3 Sistemas alagados construídos verticais

Nota: Vista frontal e lateral.

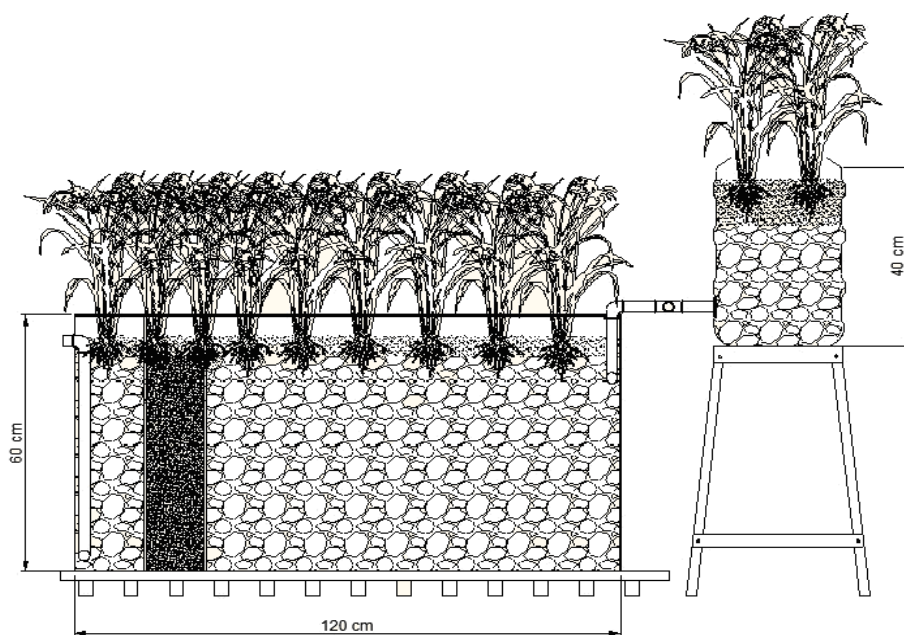


Figura 4 Sistemas alagados construídos

Nota: Vista longitudinal com detalhe do filtro inserido.

O sistema de distribuição no SACH aplicou o efluente 20 cm abaixo da superfície do sistema. Foram utilizados tubos de PVC de $\frac{3}{4}$ ". O espaçamento entre os orifícios foi de 2,5 cm. Os furos foram feitos com broca nº 3/16, mantendo um padrão com vistas à minimização da perda de carga no sistema de distribuição, de modo que a perda de carga nos orifícios controlasse o fluxo. Semelhantemente, o tubo de coleta foi projetado para minimizar o potencial de curtos-circuitos e maximizar a coleta uniforme do efluente. Assim, a tubulação de coleta apresentou o mesmo critério de dimensionamento da tubulação de distribuição, conforme recomendações da USEPA (2000).

2.3 Amostragem e análises experimentais

As amostragens da ARS foram feitas semanalmente, através de amostras simples. As amostras dos SACV foram coletadas em torneiras, antes da ARS entrar nos SACH.

2.3.1 Água residuária da suinocultura (ARS)

Foram coletados cerca de 200 mL em cada SACV, formando assim uma amostra composta representando o efluente dos SACV.

Já nos SACH, inicialmente as amostras foram coletadas diretamente nos recipientes para análise em laboratório, mas sua representatividade foi questionada, uma vez que a maior parte da vazão de saída dos wetlands não era coletada, e a coleta pontual poderia subestimar ou superestimar os resultados analíticos. Por isso, as amostras passaram a ser coletadas em baldes, onde toda a vazão de saída dos wetlands era coletada homogeneizando as amostras. Os recipientes de coleta do efluente dos sistemas wetlands eram limpos e lavados sempre um dia antes das coletas, para evitar contaminações por algas e sólidos, que se acumulavam com a água parada.

Para estimativa da carga aplicada aos sistemas foram analisados no Laboratório de Análises de Água do Departamento de Engenharia (LAADEG) da UFLA seguindo recomendações de *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, APHA, 2005) as seguintes análises físico-químicas: potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), fósforo total (P) e, microbiológicas: coliformes totais (CT) e fecais (CF).

Semanalmente as amostras foram preservadas em frascos de 10 mL, em duplicata, e congeladas para posterior análise por cromatografia iônica, em que

foram estimadas as concentrações de íons amônio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) por cromatógrafo ICS 1100, marca Dionex, USA, operando com um detector de condutividade DS6. As colunas usadas foram Ion Pack AS23 para ânions e Ion Pack CS12A para cátions. Os eluentes usados foram 45 mM de Na_2CO_3 /14 mM de NaHCO_3 , para ânions, e 20 mM de H_2SO_4 , para cátions, com o fluxo de $0.25 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ e volume de injeção de $20 \mu\text{L}$., em que foram analisados os seguintes cátions: K^+ , Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Li^+ e NH_4^+ , e ânions, NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , F^- , Br^- e SO_4^- . Essas análises foram conduzidas no Departamento de Solos (DCS) da UFLA, no Laboratório de Poluição do Solo e Qualidade Ambiental.

2.3.2 Plantas

Ao final do ciclo de cultivo do arroz, as plantas foram colhidas e um novo ciclo de produção foi iniciado com o plantio de mudas com cerca de 15 dias de idade após a germinação. Ao final do ciclo produtivo, colheram-se as folhas para análise dos teores foliares. Os seguintes elementos foram analisados: N, P, K, Mg, Ca, S, B, Cu, Zn, Mn e Fe. Neste capítulo, contudo estão apresentados somente os valores referentes ao nitrogênio (N). As análises foram conduzidas no Laboratório de Análise Foliar do Departamento de Química da UFLA, de acordo com Malavolta, Vitti e Oliveira (1997). Foram colhidas as folhas recém-maduras que formam um “Y” (folha bandeira) em relação à folha nova e enrolada acima, conforme recomendações técnicas de Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Embrapa (2012).

As panículas foram colhidas e os grãos foram separados por máquina de limpeza de arroz, a qual separava os grãos cheios dos grãos chochos. Após essa separação, os grãos cheios foram beneficiados, removendo-se a casca e procedendo ao polimento dos grãos, fazendo-se ainda a separação entre grãos

inteiros e quebrados, para estimativa do rendimento. Foram estimadas as produtividades do arroz nos SACV e SACH para fins de comparação com cultivos convencionais.

As análises microbiológicas nos grãos foram conduzidas para verificar a contaminação dos mesmos por coliformes, e assim, indicar ou não o alimento para consumo humano ou animal. Nestas análises foram colocados 25 gramas de grãos em 225 mL água peptonada, e deixados sob agitação por 30 minutos. Após esse tempo, o sobrenadante foi utilizado no teste para coliformes totais e fecais, seguindo a metodologia de tubos múltiplos (APHA et al., 2005).

Os teores de metais presentes nas folhas do arroz foram utilizados para avaliação quanto ao potencial risco de consumo deste produto para animais e seres humanos.

O aporte de alguns nutrientes aos SAC's foi estimado por meio da multiplicação das vazões diárias aplicadas ($L d^{-1}$) em cada sistema e da concentração afluyente nos SAC's ($g L^{-1}$), dividindo-se pela área superficial de cada SACH, a saber, $0,6 m^2$. Os valores obtidos foram em $g m^{-2} d^{-1}$, sendo posteriormente convertidos para $kg ha^{-1} d^{-1}$, que é a unidade apresentada no texto.

2.3.3 Solo

Os solos utilizados nos filtros nos SAC's também foram amostrados ao final do experimento, após os dois ciclos de cultivo do arroz. As amostras foram retiradas após 9 meses de funcionamento do sistema wetland e submetidas a análise de rotina no laboratório de análise de solos do Departamento de Ciências do Solo (DCS) da UFPA. Os seguintes parâmetros foram analisados: pH em água, P, Na, K, Ca, Mg, Al, H+Al, soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica efetiva (t), capacidade de troca catiônica a pH 7,0 (T), índice de saturação por bases (V), índice de saturação de alumínio (m) e fósforo

remanescente (P-Rem), além de matéria orgânica (MO), Zn, Fe, Mn, Cu e S segundo Programa Interlaboratorial de Controle de Qualidade em Análise de Solo, PROFERT MG (2005). As amostras do LVA e LVd foram analisadas antes e após o funcionamento do sistema, sendo retiradas em três profundidades: 0 - 20 cm, 20 - 40 cm e 40 - 60 cm.

A caracterização dos solos antes de seu uso nos SAC's está apresentada na Tabela 1.

Tabela 1 Caracterização inicial dos latossolos utilizados nos SACH

Amostra	pH	P	K	Na	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	t	T
		----- mg dm ⁻³ -----				----- cmolc dm ⁻³ -----					
LVA	5,8	1,42	18,72	21,16	0,3	0,1	0	3,24	0,45	0,45	3,69
LVD	5,7	1,42	51,48	5,52	0,2	0,1	0	2,32	0,43	0,43	2,75

Amostra	V	m	M.O.	P-Rem	Zn	Fe	Mn	Cu	S
		----- % -----	dag kg ⁻¹	mg L ⁻¹	-----mg dm ⁻³ -----				
LVA	12,14	40	1,29	15,04	1,42	37,72	2,72	0,69	15,56
LVD	15,71	0	1,41	1,07	1,87	12,09	1,93	1,37	35,88

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As plantas de arroz apresentaram em geral bom desenvolvimento nos sistemas alagados construídos, contudo, muitas dificuldades foram enfrentadas para implantação da cultura e obtenção de bom estande de plantas.

3.1 Implantação e desenvolvimento das culturas nos SAC's

Inicialmente as plantas de arroz apresentaram dificuldade de pegamento e praticamente todas as mudas replantadas morreram. Devido à morte quase instantânea de muitas plantas e a presença de grande quantidade de algas no SACH W4, é possível que o meio tenha ficado eutrofizado inicialmente, e o excesso de nutrientes pode ter favorecido a morte das plantas. O ataque de pragas e doenças também foi bastante severo, e contribuiu para a redução do estande de plantas. Outra possibilidade é a redução promovida no sistema pelo excesso de matéria orgânica. Assim, foram novamente inseridas mudas, contudo, esse segundo plantio também apresentou baixo estande de plantas. Apenas poucas mudas pegaram e se desenvolveram adequadamente. Na Figura 5 pode-se visualizar o aspecto das plantas nas condições iniciais e a deficiência apresentada pelas plantas remanescentes.

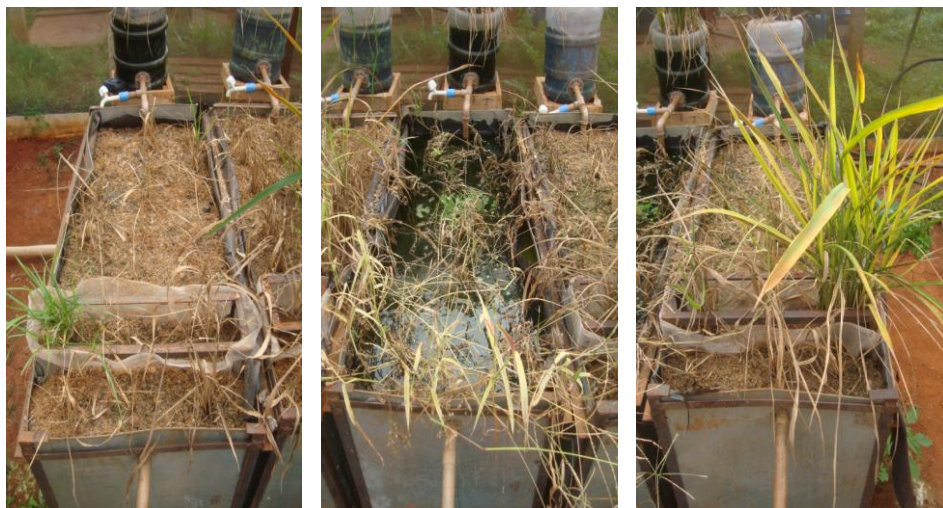


Figura 5 Condição das plantas durante o período inicial de monitoramento dos wetlands

Essas deficiências podem estar relacionadas aos baixos teores de alguns elementos disponíveis no início do plantio, muito provavelmente devido ao desbalanço nutricional, em que excesso de um elemento prejudica a disponibilidade de outro. Ademais, inicialmente o desenvolvimento de microrganismos provavelmente ainda era incipiente e a imobilização /mineralização de nutrientes era pouco eficiente, dessa forma, não disponibilizando adequadamente nutrientes às plantas. Essa hipótese pode ser corroborada após o plantio das mudas durante a segunda fase de condução do sistema, já com 4 a 5 meses de operação dos SAC's. Neste ponto, o pegamento das mudas foi praticamente 100% e sintomas de deficiência não foram pronunciados, exceto nas últimas plantas do sistema, após os filtros de argila nos W1 e W2, as quais apresentaram deficiências de nitrogênio.

As vazões variaram também devido à necessidade de aplicar-se maior quantidade de água em decorrência de evapotranspiração excessiva durante alguns períodos. Em alguns casos, é possível que tenha havido excesso dos

valores recomendados pela literatura, a saber, $6 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de DBO (USEPA, 2000). Esse excessivo aporte de carga orgânica pode ter causado toxidez às plantas, ainda débeis em desenvolvimento radicular e foliar. O desbalanço entre os diversos elementos e a proporção relativa deles também pode afetar a absorção de alguns nutrientes, promovendo dessa forma sintomas de toxidez nas plantas. Essas condições representaram grandes entraves ao estabelecimento da vegetação inicialmente.

Diante do observado nestes sistemas, sugere-se que o plantio seja realizado após pelo menos um mês de operação do sistema, com vistas ao desenvolvimento de biofilmes microbianos e incrementos significantes nas taxas de imobilização/mineralização de nutrientes, o que favoreceria o desenvolvimento radicular e implantação das culturas, minimizando as perdas e necessidade de replantio. Após esta etapa um novo plantio foi realizado e enfim o pegamento foi satisfatório.

Contudo, a ocorrência de pragas e doenças afetou bastante o desenvolvimento das plantas, provocando o atraso no crescimento e morte de alguns indivíduos. Na Figura 6 estão apresentadas imagens dos ataques de pragas e doenças nas plantas e panículas e o desenvolvimento de algas sobre o W4, devido à eutrofização do sistema. Em especial, destaque para ataque de pulgões e cortadores do colo das plantas, podridão do colo e mancha-do-grãos que atacaram as panículas, afetando diretamente a produção de grãos e produtividade das plantas.

De acordo com a descrição de Barrigossi e Martins (2006) para os danos provocados pelo pulgão das raízes, parece que este foi o agente principal da morte das plantas. São pequenos insetos sugadores, de corpo mole, cuja principal espécie é *Rhopalosiphum rufiabdominale* Sasaki (Figura 2). Alta infestação afeta o desenvolvimento das raízes e causa o amarelecimento das folhas e a paralisação do crescimento das plantas. Como visto na Figura 7, a

presença de pulgões amarelos, verdes e pretos foi evidente durante todo o início dos plantios. O controle com calda de fumo, arruda, álcool e detergente se mostrou eficiente em condições experimentais, mantendo o número de indivíduos pequeno por ao menos uma semana e meia.

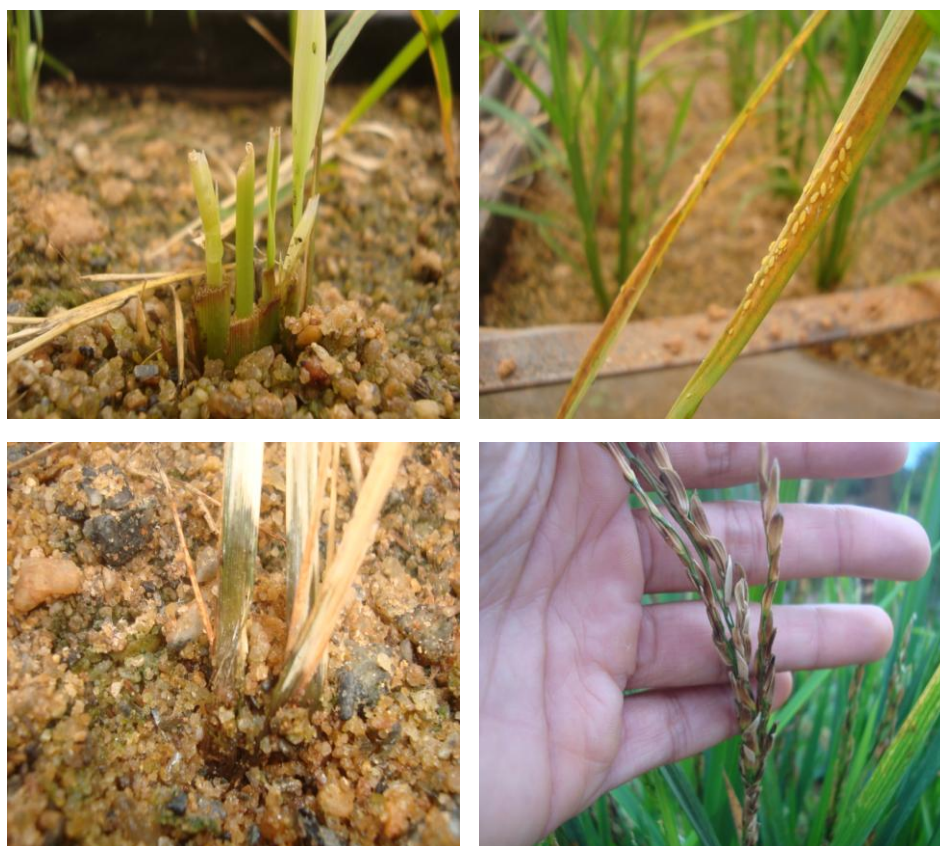


Figura 6 Ataque de pragas e doenças às plantas no estágio inicial de implantação da cultura e desenvolvimento de algas no W4

Nota: a) cortadores, b) pulgões, c) podridão do colo; d) mancha-dos-grãos.

As doenças também promoveram grande influência no pegamento inicial das mudas, assim como na produção de grãos, afetando quantidade e

qualidade de panículas e grãos. Lobo, Filippi e Prabhu (2006) reportam que as principais doenças do arroz de terras altas são: brusone (*Magnaporthe oryzae*), mancha parda (*Bipolaris oryzae*), mancha-de-grãos (complexo de patógenos) e escaldadura (*Monographella albescens* Thümen).

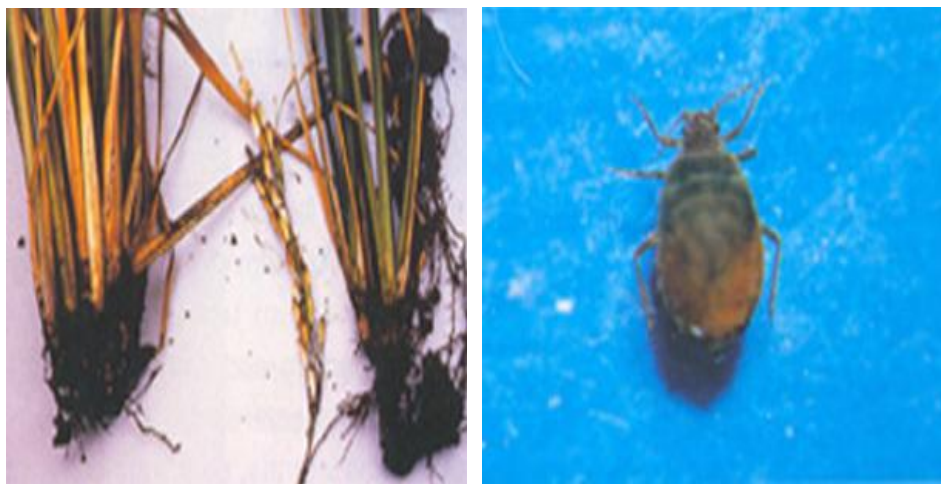


Figura 7 Sintomas de ataques de pulgão das raízes (a), e fêmea adulta (b).

De acordo com a observação dos sintomas, a mancha-de-grãos se mostrou bastante comum. As manchas aparecem desde o início da emissão das panículas até o amadurecimento. Os sintomas são muito variáveis dependendo do patógeno predominante, do estágio de infecção e das condições climáticas. A queima-das-glumelas manifesta-se durante a emissão das panículas, com manchas nas espiguetas de coloração marrom-avermelhada.

Os principais causadores da mancha-de-grãos são *Bipolaris oryzae* e *Phoma sorghina*, e, entre as bactérias que causam descoloração de grãos, estão a *Pseudomonas fuscovagina* e *Erwinia* sp. A doença é favorecida por chuvas e alta umidade relativa durante a formação dos grãos; pelo acamamento das plantas, que favorece o contato das panículas com o solo; e pela presença do percevejo-

dos-grãos, *Oeabalus poecillus*, o qual facilita a entrada de microrganismos manchadores de grãos. Foi observada também a presença de percevejos preto avermelhados, com protuberâncias nas patas traseiras e um par de antenas amarelas. Entretanto, estes indivíduos não foram os descritos como os percevejos dos grãos e não mais ocorreram no local após algum tempo.

Os insetos foram controlados aplicando-se calda de extrato de fumo, extrato de arruda e detergente duas vezes por semana. Esse controle alternativo mostrou-se satisfatório e resolveu o ataque às plantas, eliminando a ocorrência tanto de pragas quanto de doenças no colo e nas folhas, mas não nas panículas.

Outro fato observado durante a condução do experimento foi a grande variabilidade no desenvolvimento das plantas o que promoveu a maturação dos grãos nas panículas e grande incidência de grãos chochos e atacados por pragas e doenças. Stone, Moreira e Silveira (2006) indicam que a falta de água é um dos fatores preponderantes para má formação de grãos, o que aumenta a incidência de grãos chochos e/ou gessados, especialmente quando o déficit hídrico ocorre nas fases de emissão de panículas e enchimento de grãos. Contudo, uma vez que os sistemas estavam saturados, é provável que o déficit hídrico não tenha sido responsável, a não ser que o sistema radicular estivesse distante da faixa molhada, por ainda ser novo e ocupar uma porção restrita de solo. Mas, mesmo estando sob condições saturadas, a disponibilidade hídrica pode não existir. Isso ocorre quando a salinidade é elevada, contribuindo para o aumento do potencial total de água no solo devido ao aumento substancial do potencial osmótico. Mas, a condutividade elétrica no sistema foi monitorada e manteve-se sempre dentro dos valores considerados de risco leve ou moderado para cultivo do arroz, estando sempre abaixo dos valores recomendados pela literatura como seguros para a cultura do arroz.

Na Figura 8 podem ser vistas plantas espontâneas (daninhas) que desenvolveram naturalmente no sistema. Com a aplicação da água, contendo

grande carga nutricional, elas também pereceram. Finalmente, a tiririca foi implantada e se desenvolveu de forma excelente, cobrindo toda a área do W4, com grande altura de plantas e desenvolvimento foliar. O W4 apresentou claras condições de eutrofização do meio, o que permitiu-nos inferir sobre os demais sistemas. Foi observado grande desenvolvimento de algas, as quais cobriram totalmente a superfície do wetland (Figura 8), que era o único a apresentar escoamento superficial. A proliferação de insetos (pernilongos) e larvas destes organismos foi bastante pronunciada. Contudo, após o desenvolvimento da tiririca e cobertura da superfície do wetland, as algas diminuíram consideravelmente, e a água apresentou coloração mais clara. A presença das algas promoveu aumento de pH devido à remoção de CO₂ do meio pela respiração destes microrganismos.



Figura 8 Condição inicial (esquerda) e após (direita) o desenvolvimento da tiririca (*C. rotundus*) no W4

3.2 Teor de matéria seca das plantas e produtividade de grãos do arroz

A vazão média aplicada aos sistemas wetlands não diferiu estatisticamente. Em média, os sistemas W1, W2, W3 e W4 receberam 3,46, 3,46, 4,03 e 3,33 L d⁻¹. Essa variação foi associada às condições de

funcionamento dos sistemas e da bomba de aplicação, que apresentava diferenças constantes nas vazões aplicadas (Figura 9). As vazões de saída não foram tabuladas pois a variabilidade fora bastante grande. Devido às condições climáticas na casa de vegetação, especialmente durante dias mais quentes e secos, a evapotranspiração sobrepujava o volume de água aplicado nos sistemas, e constantemente, não havia saída de água nos wetlands. Essa perda de água por evapotranspiração tende a concentrar os teores de nutrientes e poluentes no meio, e nos efluentes também, quando há fluxo contínuo de saída do sistema. Em geral, vazões menores são reportadas durante estes períodos (USEPA, 2000).

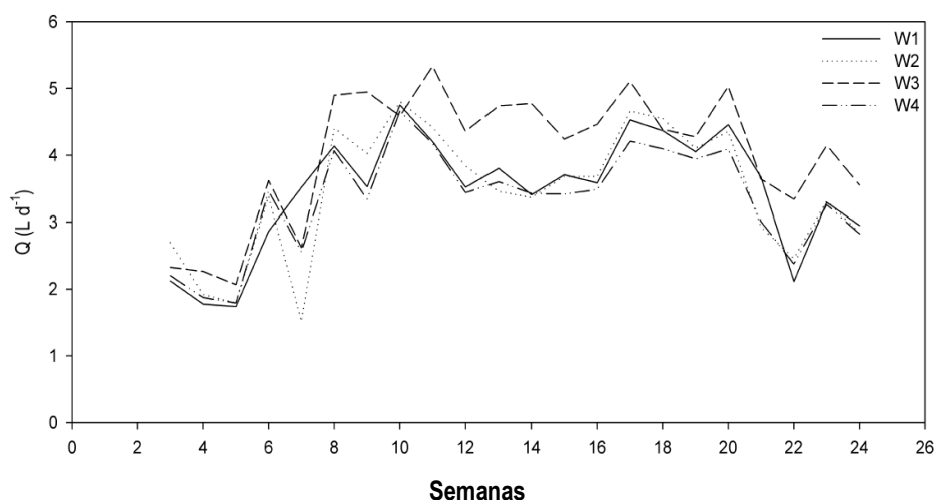


Figura 9 Variação de vazão nos sistemas wetlands

Em função das vazões aplicadas aos sistemas e das concentrações médias de alguns elementos foram estimadas as cargas fornecidas a cada sistema durante o período de avaliação (Tabela 2). As cargas aplicadas em função das vazões representaram doses bastante elevadas para todos os elementos e, baseando-se nas necessidades nutricionais da cultura do arroz, o fornecimento de

elementos considerados essenciais ao desenvolvimento e produção da cultura foi satisfatório, ultrapassando bastante os valores recomendados pela literatura como exigências anuais da rizicultura.

No caso do nitrogênio (N), considerando-se o cultivo irrigado, Veloso et al. (2009) recomendam entre 90 - 120 kg ha⁻¹. Ribeiro, Guimarães e Alvarez (1999) recomendam aplicar 90 kg ha⁻¹. Já Fageria et al (1995) reportam que o N é o principal nutriente requerido pelo arroz e recomendam doses de 90 - 100 kg ha⁻¹. O valor fornecido pela aplicação do efluente da suinocultura forneceu um total de 3226,5 kg ha⁻¹ de N no sistema, considerando-se os 270 dias de aplicação, com um fornecimento médio de 2,0 g m⁻² d⁻¹. Esse valor foi o total aportado no sistema durante todo o período de funcionamento. É importante salientar que parte da carga diária aplicada era utilizada pelos microrganismos no meio, retirada pelas plantas para seu metabolismo, removida do sistema por desnitrificação e também na saída do efluente.

Apesar dos valores bastante superiores àqueles recomendados pela literatura especializada em nutrição mineral de plantas, não houve prejuízos devido às concentrações praticadas. Zhou, Nakashimada e Hosomi (2009) obtiveram alta produção de biomassa de arroz forrageiro aplicando cargas 10 vezes maiores que em métodos convencionais de cultivo. Esses autores reportaram que o arroz pode se desenvolver em sistemas com altas concentrações de N. Li et al (2009) aplicaram efluente sintético em wetlands cultivados com arroz obtendo produtividades de grãos entre 6921,5 e 9324,3 kg ha⁻¹.

Tabela 2 Valores médios de pH, condutividade elétrica e nutrientes no afluente dos wetlands, carga aplicada a cada sistema wetland e valores efluentes de pH e condutividade elétrica

	pH	CE	N _{total}	P _{total}	K	Ca	Mg	Na	S
	dS m ⁻¹		mg L ⁻¹						
	8,1	2,2	203,5	177,6	66,4	8,0	3,8	22,8	19,9
Cargas	kg ha ⁻¹								
W1	7,7	1,45	3205,1	2797,2	1045,8	126,0	59,9	359,1	313,4
W2	7,6	1,47	3205,1	2797,2	1045,8	126,0	59,9	359,1	313,4
W3	7,9	1,53	3663,0	3196,8	1195,2	144,0	68,4	410,4	358,2
W4	7,9	1,19	3022,0	2637,4	986,0	118,8	56,4	338,6	295,5

N_{total} = Nitrogênio total Kjeldahl (NTK) + NO₂⁻ + NO₃⁻; K - K⁺; Ca - Ca²⁺, Mg - Mg²⁺, Na - Na⁺, S - SO₄⁻

As doses aplicadas de nutrientes tendem a ser mesmo elevadas pois os sistemas são dimensionados em função da carga orgânica aplicada, em termos de DBO, por área superficial dos sistemas de tratamento e em geral, não são função das máximas taxas de absorção das culturas ali implantadas. Esse aspecto tende a fornecer doses muito superiores de nutrientes e elementos químicos às plantas, muitas vezes, além dos requerimentos anuais de cultivos agrícolas. Mas, esses valores não devem ser considerados problemáticos, caso não haja toxidez às culturas implantadas, afetando seu desempenho e produtividade, ou risco de contaminação das plantas, quando consumidas por animais ou mesmo seres humanos, devido à assimilação de metais pesados.

Todos os demais nutrientes foram fornecidos em quantidades acima daquelas requeridas pela cultura do arroz, mas, ainda assim, não provocaram toxidez aparente com sintomas descritos na literatura ou reduções na produtividade das plantas cultivadas nos sistemas. Na Tabela 3 encontram-se as recomendações nutricionais para a cultura do arroz. Do ponto de vista nutricional, todas as necessidades da cultura do arroz foram supridas.

Tabela 3 Recomendações de alguns nutrientes para a cultura do arroz

	P	K	Ca	Mg	S
	----- kg ha ⁻¹ -----				
Ribeiro et al. (1999)	30 - 90	20 - 70	NC	NC	20 - 30
Fageria et al. (1995)	60 - 90	40 - 80			-
Veloso et al. (2009)	50 - 80	80 - 10			-

P - kg ha⁻¹ de P₂O₅, K - kg ha⁻¹ K₂O, Ca e Mg - NC - Necessidade de calagem, S - Veiculado com outros fertilizantes.

Os sintomas de deficiência foram pronunciados na implantação das mudas, muito provavelmente devido às condições iniciais supramencionadas, ou seja, baixa disponibilidade de nutrientes em função do desenvolvimento incipiente de biofilmes, apesar de elevadas concentrações no meio ou desbalanço de elementos, o que afeta diretamente a absorção de outros nutrientes.

A baixa produtividade do primeiro ciclo produtivo foi possivelmente devida ao pequeno estande de plantas que conseguiu sobreviver, se desenvolver e produzir grãos (Figura 10), e não à falta de nutrientes no meio, como evidenciado pelas cargas aplicadas.

Já no segundo ciclo as produtividades foram bastante superiores às anteriores, mostrando-se muito mais elevadas. Na Tabela 4 estão as produtividades dos dois ciclos de plantio. É importante dizer que no segundo ciclo foram implantadas novas mudas, as quais apresentaram excelente pegamento e desenvolvimento satisfatório, com grande produção de folhas, perfilhos, panículas e grãos cheios (Figura 11). Os dados de matéria seca foram perdidos e não puderam ser comparados.

Moraes et al. (2005) reportam produtividade média da cultivar Curinga BRSMG em condições de várzea úmida ou drenada, em Minas Gerais de 4465 kg ha⁻¹. Em diversos estados do Brasil, os mesmos autores reportam produtividades entre 3299 e 4589 kg ha⁻¹. Soares et al. (2005) reportam a mesma

produtividade para o cultivo em várzeas úmidas que Moraes et al. (2005), apresentando valores anuais entre 4428 e 4497 kg ha⁻¹.

No segundo ciclo de produção, as produtividades foram satisfatórias quando comparadas com os valores reportados na literatura para cultivos convencionais. O W2 apresentou menor produtividade por ter tido menor estande de plantas viáveis. O W3 apresentou produtividade muito próxima das médias reportadas pelos autores citados. O SACV não foi operado sob condição saturada, e por isso, é muito provável que a aplicação de água apenas no início do dia tenha prejudicado o desenvolvimento e a produtividade das plantas.



Figura 10 Sistemas alagados construídos durante o primeiro ciclo

Nota: Detalhe do W4 com tiririca. W1 (a), W2 (b), W3 (c) e W4 (d).

O W1 apresentou algumas plantas bastante desenvolvidas, que visualmente sempre foram maiores em tamanho, número de perfilhos e folhas que as plantas dos demais sistemas. Tanto que, essa condição favoreceu a maior evapotranspiração neste sistema, concentrando mais nutrientes. Essa razão pode explicar o comportamento da cultivar Curinga BRSMG no W1. Ademais, a presença do LVd neste sistema favoreceu o desenvolvimento das plantas cultivadas sobre o solo (nos filtros) nos sistemas wetlands.

Tabela 4 Produtividade, produção de matéria seca e rendimento do arroz nos wetlands

Wetland	1ª colheita		2ª colheita	
	Produtividade	MS	Produtividade	MS
	kg ha ⁻¹	%	kg ha ⁻¹	%
SACV	551,5	30,6	1435,3	-
W1	26,7	29,5	5990,0	-
W2	458,3	30,4	2326,8	-
W3	213,3	28,2	4023,3	-
W4	-	17,7	-	-

O segundo cultivo se mostrou bastante viável e a desuniformidade apresentada durante o primeiro ciclo foi menos pronunciada. Entretanto, quanto à maturação dos grãos e emissão das panículas, houve desuniformidade mediana, ou seja, enquanto algumas panículas estavam em ponto de colheita, outras ainda estavam com grãos verdes e outras ainda sendo emitidas por perfilhos mais jovens. Num cultivo convencional, as plantas apresentam em geral grande uniformidade de emissão de panículas e maturação dos grãos, e as plantas são colhidas inteiras. Em nosso sistema, somente as panículas com 2/3 dos grãos maduros foram colhidas. A maior parte foi colhida de uma só vez no segundo ciclo, já que a desuniformidade foi bem menor em comparação com primeiro ciclo de cultivo.

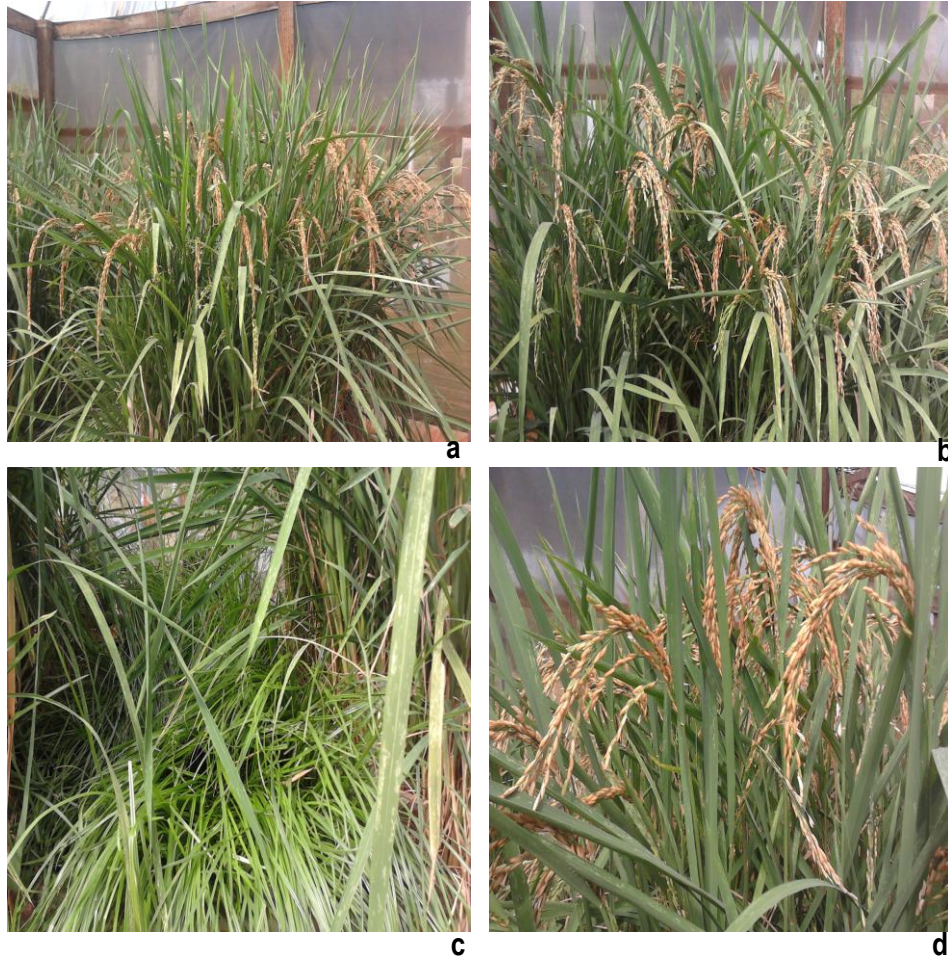


Figura 11 Sistemas alagados construídos no segundo ciclo

Nota: Detalhe do W4 (c) com tiririca.

3.3 Salinidade e elementos tóxicos

Devido aos elevados teores de nutrientes e elementos presentes nos efluentes da suinocultura, surge uma preocupação no sentido da absorção de elementos considerados tóxicos às plantas ou aos seres humanos e animais. Estudos apresentados pelo NATIONAL RESEARCH COUNCIL, NRC (1998)

indicam excreção entre 75 - 95 % de elementos como sódio, zinco, manganês e ferro. O sódio é responsável pelo aumento da salinidade nos corpos receptores e nos solos, podendo ser tóxico a muitas culturas, afetando também parâmetros químicos e físicos do solo (Ferreira, 2008). Sese e Tobita (2000) testaram variáveis tolerantes e sensíveis á salinidade, sob CE entre 6 e 12 dS m⁻¹ e observaram incrementos na relação Na⁺/K⁺ nas variedades consideradas sensíveis à salinidade, enquanto as variedades não sensíveis não apresentaram aumentos significativos. Zeng, Lesch e Grieve (2003) aplicaram soluções salinas entre 0,9 e 6,0 dS m⁻¹, variando nível de água entre 4 e 20 cm e reportaram efeitos significativos de ambos nos crescimento de planta e produtividade do arroz.

Neste experimento contudo, o aporte de sódio e outros sais no sistema parece não ter afetado a salinidade do meio tampouco o desenvolvimento das plantas. A salinidade foi expressa através da CE e o sistema mostrou-se eficiente na redução destes valores, que tiveram CE afluyente de 2,19 dS m⁻¹, e apresentaram CE efluentes variando entre 1,19 e 1,53 dS m⁻¹, representando reduções de até 45%, a despeito do aporte médio de sódio (Na⁺) nos sistemas ter variado entre 338,6 kg ha⁻¹ e 410,4 kg ha⁻¹. Pescod (1992) recomendam que águas com CE entre 0,7 - 3,0 dS m⁻¹ apresentam restrição moderada de uso na agricultura. Nesse sentido, a ARS que foi aplicada aos wetlands esteve dentro da faixa classificada como de moderada restrição. Allen et al. (1998) reportam como CE limite para arroz irrigado sob inundação 3,0 dS m⁻¹. O efluente dos sistemas wetlands apresentou CE reduzida e poderia ser utilizado na fertirrigação de culturas, contudo, sendo ainda classificado dentro da faixa de restrição moderada (Pescod, 1992).

Os teores foliares de alguns elementos estão apresentados na Tabela 5. As plantas absorveram quantidades consideráveis de nutrientes durante o período de operação dos sistemas wetlands.

Tabela 5 Teores foliares de elementos alguns nutrientes e metais nos dois ciclos produtivos

		1 ^a amostragem										
Wetland	Cultura	N	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Mn	Zn	Fe
		g kg ⁻¹						mg kg ⁻¹				
SACV	Arroz	27,1	6,2	12,6	6,6	3,4	2,3	13,1	7,2	348,7	57,4	224,5
	W1	43,1	3,7	11,9	2,5	2,6	3,8	15,8	4,5	228,6	48,1	172,5
	W2	46,5	3,5	10,2	4,3	2,6	3,4	8,2	17,2	332,0	59,3	187,7
	W3	44,0	3,6	9,6	1,7	2,2	3,1	10,0	3,7	254,6	36,8	204,1
	W4	18,6	4,9	13,3	3,2	1,5	1,9	16,6	2,5	81,9	24,9	238,2
		2 ^a amostragem										
Wetland	Cultura	N	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Mn	Zn	Fé
		g kg ⁻¹						mg kg ⁻¹				
SACV	Arroz	34,8	9,1	2,5	8,3	4,1	2,0	27,9	7,0	528,2	20,7	361,0
	W1	29,9	2,3	8,1	5,8	2,7	2,2	35,9	3,1	267,9	36,2	334,9
	W2	30,1	3,0	10,3	6,3	2,4	2,1	35,3	2,7	358,6	40,4	321,9
	W3	32,4	5,2	9,5	5,5	2,7	2,1	29,7	1,3	318,0	17,5	421,0
	W4	26,6	4,8	10,3	3,4	2,2	2,1	35,6	0,0	117,1	33,9	458,3

A amostragem foi feita após a colheita das panículas com 2/3 dos grãos maduros e, é possível que os teores foliares tenham sido subestimados, já que durante o enchimento de grãos há um forte dreno para esta parte da planta, o que promove translocação de nutrientes de outras partes para os grãos. Ainda, assim, os teores foliares se mostraram bem elevados. É interessante notar que no segundo ciclo os teores de N, K e S foram menores. N apresenta grande mobilidade nas plantas, e sua translocação está associada à formação de aminoácidos e proteínas. É muito provável que a maior produtividade obtida no segundo ciclo tenha promovido maior drenagem de nutrientes, reduzindo a concentração de alguns deles. Outros como o P, Ca, Mg e B apresentaram maiores concentrações no segundo ciclo. Esses maiores teores podem estar relacionados ao maior desenvolvimento de biofilme com o passar do tempo, o que tenderia a aumentar a disponibilidade de nutrientes no meio.

As concentrações de metais nas folhas das plantas de arroz e tiririca devem ser discutidas do ponto de vista de saúde pública. A qualidade do arroz afeta grandemente a saúde humana e metais pesados podem acumular-se em solos cultivados, serem absorvidos e entrar na cadeia alimentar humana, levando a distúrbios psicóticos e outras doenças que causam debilidades (COEN et al., 2001). A natureza dos efeitos podem ser tóxicos (agudos, crônicos ou sub-crônicos), neurotóxicos, carcinogênicos, mutagênicos ou teratogênicos (EU, 2002). Esses elementos em alimentos devem ser monitorados frequentemente para evitar o acúmulo na cadeia alimentar (CHUNG et al., 2011).

Sharma, Agrawal e Marshall (2007) afirmam que solos irrigados com água residuária doméstica acumulam metais como Cd, Zn, Cr, Ni, Pb e Mn em sua superfície, e quando a capacidade de retenção é excedida pode haver liberação destes elementos em águas superficiais ou na solução do solo, tornando-os disponíveis para absorção pelas plantas. Os esgotos domésticos apresentam, contudo concentrações bastante inferiores de metais pesados que a ARS, que contém especialmente Fe, Zn e Cu nas formulações de ração, que são em grande parte excretadas nas fezes dos animais (NRC, 1998). Por isso, o acúmulo de metais pesados nas plantas deve ser objeto de atenção especial quando se utilizam culturas que podem ser usadas como fonte de alimento para animais e humanos.

Quando as plantas estão expostas a elevadas concentrações de metais pesados costumam apresentar sintomas de fitotoxicidade, como inibição de germinação, redução de perfilhos, menor altura de plantas, clorose e etc. Estes sintomas, contudo, não foram evidenciados nas plantas de arroz tampouco nas plantas de tiririca, sugerindo que mesmo em concentrações relativamente elevadas (não estimadas na ARS em estudo) as plantas não apresentaram sintomas de toxidez.

As plantas de arroz apresentaram teores elevados de metais em suas folhas. Os grãos não foram analisados, mas tem-se que a acumulação destes elementos em grãos é bem inferior que nas folhas e nas raízes (ZHAO et al., 2010). Observam-se diferenças entre um cultivo e outro, em que teores foram maiores ou menores. Os valores são amostragens únicas de dois cultivos e não devem ser comparados entre si, mas apenas discutidos descritivamente. Como na alimentação humana são usados os grãos de arroz e não as folhas, sugere-se que os teores de elementos nos grãos não devam provocar riscos aos seres humanos ou animais. A Agência Nacional de Vigilância Sanitária, Anvisa (1965) reporta que os limites toleráveis de contaminantes inorgânicos em “outros alimentos” são 30,0 e 50,0 mg L⁻¹ para Cu e Zn respectivamente. Estes valores são os mesmos considerados como seguros pela Organização das Nações Unidas (SACHO/FAO). Já a USEPA apresenta limites mais restritivos, os quais são 10,0 - 20,0 para o Cu e 10,0 - 30,0 para o Zn.

Quanto ao uso das folhas para alimentação animal, é possível que haja restrições. Entretanto, estes elementos estão na composição de rações, e poderiam ser retornados aos animais como fontes alternativas de nutrientes, reduzindo assim custos com aditivos e suplementos nas rações. A tiritica apresentou grande potencial de remoção de nutrientes e elementos, e poderia ser avaliado seu uso na alimentação animal, como fonte de nutrientes e elementos essenciais, o que poderia promover reduções nos custos de alimentação.

Diversos autores reportam o acúmulo de metais pesados em solos e em plantas e suas partes irrigados com águas residuárias ou cultivados em solos contaminados (YEDILER et al., 1994, SILVA et al., 2007, SINGH; REDOÑA; REFUERZO, 2010, CHUNG et al., 2011, GU et al., 2011). A acumulação é diferenciadas nas diversas partes das plantas e felizmente os grãos têm apresentado as menores concentrações (ZHAO et al., 2010), sendo as raízes os órgãos que apresentam maiores acúmulos de metais pesados.

4 CONCLUSÕES

As culturas implantadas nos sistemas wetlands construídos apresentaram grande dificuldade de pegamento inicial, devido principalmente à indisponibilidade de nutrientes da ARS no meio, apesar da condição eutrófica da ARS, ao desenvolvimento incipiente do biofilme microbiológico, o qual tende a melhorar disponibilidade de nutrientes para as plantas e à ocorrência de pragas e doenças. O estande inicial foi prejudicado, assim como o desenvolvimento e produtividade das plantas no primeiro ciclo. A tiririca, entretanto, apresentou pegamento satisfatório, desenvolvendo bem sobre toda a superfície dos wetlands, com grande produção de biomassa.

As produtividades do arroz foram significativas quando em comparação com cultivos convencionais, sendo inclusive bem maior (W1) que o reportado pela literatura especializada. Os sistemas se mostraram eficientes na remoção de elementos químicos da ARS por meio da absorção deste pelas plantas e produção de grãos.

Os teores foliares dos elementos foram considerados satisfatórios, sobrepujando os valores considerados como mínimos requeridos para boa produção da cultura. Entretanto, os teores de metais pesados nas folhas devem ser avaliados quanto ao possível risco de entrada destes constituintes na cadeia alimentar. O uso dos grãos de arroz na alimentação humana pode ser feito se os teores de metais pesados não ultrapassarem os recomendados pela legislação nacional e internacional. Uma vez que os maiores acúmulos de metais estão nas raízes, e por último nos grãos, entende-se que não deve haver riscos à saúde humana quanto à entrada de metais pesados na cadeia alimentar, já que as folhas, que apresentam acumulação intermediária apresentaram teores de metais dentro daqueles considerados como limites de segurança.

Sugere-se ainda que as folhas do arroz e da tiritica sejam utilizadas na alimentação animal, como fonte de macro e micronutrientes, promovendo ciclagem dos elementos excretados nas fezes dos animais, que compõe a ARS, são removidos nos sistemas wetlands, absorvidos pelas plantas, translocados para os grãos e acumulados nos demais tecidos vegetais.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. **Decreto nº 55.871, de 26 de março de 1965**. Disponível em:

<http://www.anvisa.gov.br/legis/decretos/55871_65.htm>. Acesso em: 7 jul. 2012.

AGUILAR, M.R. et al. Tratamiento de aguas residuales por un sistema piloto de humedales artificiales: evaluación de la remoción de la carga orgánica. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, Mexico, v. 25, n. 3, p. 157-167, 2009.

ALLEN, R. G. et al. **Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements**. Roma: FAO, 1998. 300 p. (Irrigation and Drainage, 56).

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. American Water Works Association. Water Environment Federation. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th ed. Washington, 2005.

BARRIGOSI, J. A. F.; MARTINS, J. F. S. **Pragas e métodos de controle: cultivo do arroz de terras altas no Estado de Mato Grosso**. Embrapa Arroz e Feijão, 2006. (Sistemas de Produção, 7). Disponível em: <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Arroz/ArrozTerrasAltasMatoGrosso/pragas_metodos_controle.htm>. Acesso em: 12 jul. 2012.

BRESENGHELLO, F.; MORAIS, O. P. de; CASTRO, E. da M. de. **Cultivares**. In: MACHADO, P. L. O. de A.; BIAVA, M. (Ed.). **Cultivo do arroz de terras altas no estado do Mato Grosso**. Embrapa Arroz e Feijão, 2006. (Sistemas de Produção, 7). Disponível em: <<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Arroz/ArrozTerrasAltasMatoGrosso/index.htm>>. Acesso em 10 jul. 2011.

BRIX, H. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic waste water: New Danish guidelines. **Ecological Engineering: the journal of ecotechnology**, Oxford, v. 25, n. 5, p. 491-500, Dec. 2005.

CHEN, X. et al. Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) waste as an adsorbent for phosphorus removal from swine wastewater. **Bioresource Technology**, Essex, v. 101, p. 9025-9030, 2010.

CHUNG, B. Y. et al. Heavy metals in brown rice (*Oryza sativa* L.) and soil after long-term irrigation of wastewater discharged from domestic sewage treatment plants. **Pedosphere**, v. 21, n. 5, p. 621-627, 2011.

COEN, N. et al. Heavy metals of relevance to human health induce genomic instability. **Journal Pathology**, Sussex, v. 195, p. 293–299, 2001.

COSTA, C.C. **Avaliação de sistema anaeróbio (RAC-UASB) no tratamento de água residuária de suinocultura e aplicação via fertirrigação, em feijão-vagem cultivado em ambiente protegido**. 2007. 174 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras. 2007.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Procedimentos para coleta de amostras de plantas**. Disponível em: <http://www.cpatsa.embrapa.br/a_unidade/instalacoes/laboratorios/laboratorio-de-solos/plantas.pdf>. Acesso em: 9 jun. 2012.

EUROPEAN UNION. **Heavy metals in wastes**. European Commission on Environment, 2002. Disponível em: <<http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/pdf/heavymetalsreport.pdf>>. Acesso em: 10 jul. 2011.

FAGERIA, N. K. et al. **Seja o doutor do seu arroz**. Potafos, 1995. (Arquivo do Agrônomo, 9). Disponível em: <[http://www.ipni.org.br/ppiweb/brazil.nsf/87cb8a98bf72572b8525693e0053ea70/d5fbc829a2f54298832569f8004695c5/\\$FILE/Seja%20o%20Arroz.pdf](http://www.ipni.org.br/ppiweb/brazil.nsf/87cb8a98bf72572b8525693e0053ea70/d5fbc829a2f54298832569f8004695c5/$FILE/Seja%20o%20Arroz.pdf)>. Acesso em: 10 jul. 2012.

FERREIRA, D. C. et al. Remoção de fósforo total de água residuária da suinocultura em wetlands construídos vegetados com arroz contendo ou não filtros com latossolo. In: CONGRESO LATINOAMERICANO Y DEL CARIBE DE INGENIERÍA AGRÍCOLA, 10., 2012. **Anais...** Londrina, 2012.

FERREIRA, D. C. **Fertirrigação do cafeeiro com esgoto doméstico: riscos de salinização e contaminação do solo**. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2008.

FIA, R. et al. Desempenho de forrageiras em sistemas alagados de tratamento de águas residuárias do processamento do café. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 8, p. 842–847, 2010. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbeaa/v14n8/v14n08a08.pdf>>. Acesso em: 10 jul. 2011.

GROOT, T. T. et al. Gas transport through the root-shoot transition zone of rice tillers. **Plant Soil**, The Hague, v. 277, p.107-116, 2005.

GU, H. H. et al. Mitigation effects of silicon rich amendments on heavy metal accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) planted on multi-metal contaminated acidic soil. **Chemosphere**, Oxford, v. 83, p. 1234–1240, 2011.

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

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment wetlands**. 2nd ed. Boca Raton: CRC, 2008.

LI, S. et al. Phosphorus removal of rural wastewater by the paddy-rice-wetland system in Tai Lake Basin. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 171, p. 301–308, 2009.

LOBO, V. L. S.; FILIPPI, M. C.; PRABHU, A. S. **Doenças e métodos de controle: cultivo do arroz de Terras Altas no Estado de Mato Grosso**. Embrapa Arroz e Feijão, 2006. (Sistemas de Produção, 7). Disponível em: <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Arroz/ArrozTerrasAltasMatoGrosso/pragas_metodos_controle.htm>. Acesso em: 12 jul. 2012.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1997.

MATANGUE, M. T. A. **Comportamento hidrodinâmico e cinético dos reatores anaeróbios compartimentado (RAC) e manta de lodo (UASB) operando em série**. 2011. 297 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

MORAES et al. (2005) Comunicado técnico 114. Embrapa Arroz e feijão. Santo Antonio de Goiás. 2005. ISSN 1678-961X Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPAF/23577/1/comt_114.pdf>. Acesso em: 15 ago. 2012.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Nutrients requirements of swine**. 10nd ed. Washington, 1998. 190 p.

PESCOD, M. B. **Wastewater treatment and use in agriculture**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1992. (FAO Irrigation and Drainage Paper, 47).

POACH, M. E. et al. Effect of intermittent drainage on swine wastewater treatment by marsh–pond–marsh constructed wetlands. **Ecological Engineering**: the journal of ecotechnology, Oxford, v. 30, p. 43–50, 2007. Disponível em: <<http://naldc.nal.usda.gov/download/19224/PDF>>. Acesso em: 10 jul. 2011.

PROCHASKA, C. A.; ZOUBOULIS, A. I. Removal of phosphates by pilot vertical-flow constructed wetlands using a mixture of sand and dolomite as substrate. **Ecological Engineering**: the journal of ecotechnology, Oxford, v. 26, p. 293–303, 2006.

PROGRAMA INTERLABORATORIAL DE CONTROLE DE QUALIDADE EM ANÁLISE DE SOLO. **Manual do laboratorista**. 2005. 33 p. Disponível em: <<http://pt.scribd.com/doc/74085046/Manual-Solo>>. Acesso em: 10 jul. 2011.

QUIJANO-GUERTA, C., KIRK, J. G. D. Tolerance of rice germplasm to salinity and other soil chemical stresses in tidal wetlands. **Field Crops Research**, Amsterdam, v. 76, n. 2–3, p. 111–121, July 2002.

RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ, V. H. **Recomendações para uso de corretivos e fertilizantes em minas Gerais: 5^a Aproximação**. Viçosa, MG: CFSEMG, 1999.

SANTOS, A. B.; RABELO, R. R. **Cultivo do arroz irrigado no estado do Tocantins**: introdução e importância econômica. Embrapa Arroz e Feijão. 2004. (Sistemas de Produção, 3). Disponível em: <<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Arroz/ArrozIrigadoTocantins/index.htm>>. Acesso em: 10 jul. 2011.

SESE, M. L. D.; TOBITA, S. Effects of salinity on sodium content and photosynthetic responses of rice seedlings differing in salt tolerance. **Journal of Plant Physiology**, Stuttgart, v. 157, p. 54-58, 2000.

SHARMA, R. K.; AGRAWAL, M.; MARSHALL, F. Heavy metal contamination of soil and vegetables in suburban areas of Varanasi, India. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, New York, v. 66, p. 258–266, 2007.

SILVA, M. L. S.; VITTI, G. C.; TREVIZAM, A. R. Concentração de metais pesados em grãos de plantas cultivadas em solo com diferentes níveis de contaminação. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, n. 4, p. 527-535, abr. 2007. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/pab/v42n4/11.pdf>>. Acesso em: 10 jul. 2011.

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

SINGH, R. K.; REDOÑA, E. D.; REFUERZO, L. Varietal improvement for abiotic stress tolerance in crop plants: special reference to salinity in rice. In: PAREEK A. et al. (Ed.). **Abiotic stress adaptation in plants**: physiological, molecular and genomic foundation. New York: Springer, 2010. p. 387-415.

SOARES, A. A. et al. ‘BRSMG Curinga’: cultivar de arroz para plantio em terras altas e várzeas. **Revista Ceres**, Viçosa, MG, v. 52, n. 304, p. 967-974, 2005.

SOUSA, J. T.; LEITE, V. D.; LUNA, J. G. Desempenho da cultura do arroz irrigado com esgotos sanitários previamente tratados. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 5, n. 1, p. 107-110, 2001.

STONE, L. F.; MOREIRA, J. A. A.; SILVEIRA, P. M. **Irrigação: cultivo do arroz de terras altas no Estado de Mato Grosso**. Embrapa Arroz e Feijão. 2006. (Sistemas de Produção, 7). Disponível em: <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Arroz/ArrozTerrasAltasMatoGrosso/pragas_metodos_controle.htm>. Acesso em: 12 jul. 2012.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Plant physiology**. 3. ed. Sunderland: Sinauer Associates, 2002. p. 247.

US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters**. 2000.

VELOSO, C. A. C. et al. **Nutrição mineral e adubação da cultura do arroz de sequeiro**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2009. (Documentos, 360).

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVA, L. **Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow**. Dordrecht: Springer, 2008. 566 p.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment. **Water**, v. 2, n. 3, p. 530-549, 2010. Disponível em: <<http://www.mdpi.com/2073-4441/2/3/530>>. Acesso em: 10 jul. 2011.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. **Environmental Science Technology**, Easton, v. 45, p. 61-69, 2011.

YEDILER, A. et al. Fate of heavy metals in a land treatment system irrigated with municipal wastewater. **Chemosphere**, Oxford, v. 28, n. 1, p. 375-381, 1994.

WALTER, L. C. Mudança climática e seus efeitos na cultura do arroz. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 40, n.11, p. 2411-2418, nov. 2010. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/cr/v40n11/a770cr3161.pdf>>. Acesso em: 10 jul. 2011.

ZENG, L.; LESCH, S. M.; GRIEVE, C. M. Rice growth and yield respond to changes in water depth and salinity stress. **Agricultural Water Management**, v. 59, p. 67-75, 2003.

ZHAO, K. et al. Heavy metal contaminations in a soil-rice system: Identification of spatial dependence in relation to soil properties of paddy fields. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 181, p. 1-3, p. 778-787, Sept. 2010.

ZHOU, Z.; HOU, H.; HOSOMI, M. Nitrogen removal, N₂O emission, and NH₃ volatilization under different water levels in a vertical flow treatment system. **Water, Air & Soil Pollution: an International Journal of Environmental Pollution**, Dordrecht, v. 191, n. 1-4, p. 171–182, June 2008.

ZHOU, Z.; NAKASHIMADA, Y.; HOSOMI, M. Nitrogen transformations in vertical flow systems with and without rice (*Oryza sativa*) studied with a high-resolution soil–water profiler. **Ecological Engineering: the journal of ecosystem restoration**, Oxford, v. 35, p. 213–220, 2009.

CAPÍTULO 5 Modelagem hidráulica do escoamento em sistemas alagados construídos híbridos tratando água residuária da suinocultura utilizando traçadores

RESUMO

Variáveis hidráulicas têm importância fundamental no projeto e nos processos que ocorrem em reatores. O tempo de detenção hidráulica (TDH) é um parâmetro crucial para correto dimensionamento dos sistemas de tratamento. Para esse fim, são conduzidos testes com traçadores, que são substâncias químicas com características peculiares. Portanto, este trabalho teve por objetivo modelar a hidráulica de sistemas alagados construídos híbridos (SAC's) vegetados com arroz (*Oryza sativa*), tiriica (*Cyperus rotundus*) e sem vegetação, compostos por SAC vertical (SACV) seguido por SAC horizontal (SACH) utilizando LiCl como traçador. A solução contendo Li^+ foi aplicada em pulso, durante aproximadamente 1 minuto. Todos os SAC's foram preenchidos com brita#1, sendo que o SACH W1 possuía filtro com latossolo vermelho distroférico (LVd) e o W2 filtro com latossolo vermelho amarelo (LVA). O W3 e W4, somente brita, sendo o W4 com escoamento superficial e vegetado com *C. rotundus*. Durante o funcionamento do sistema eram coletadas amostras com intervalos de 1 minuto, até que cessasse a saída de líquido nos SAC's. A cada dia de observação havia um pico de concentração de Li^+ na curva resposta Concentração x Tempo (CxT), que foi devido às condições de aplicação em batelada. A curva CxT apresentou-se como várias curvas de fluxo em pistão. Os sistemas em geral apresentaram grande redução da condutividade hidráulica saturada (K_o) devido principalmente à colmatação do meio pela areia. O TDH real se mostrou bem inferior ao TDH teórico, com redução de até 90,8%. Houve tendência de fluxo em pistão nos SAC's, e baixa eficiência hidráulica, possivelmente devido à baixa razão Comprimento/Largura (C/L). Quanto à dispersão, os sistemas apresentaram baixos valores de d e D , indicando baixa dispersão axial, que, contudo deve ter ocorrido em função de processos advectivos e dispersivos. A presença de zonas mortas e caminhos preferenciais também influenciaram na redução do TDHr dos SAC's. Contudo, sua eficiência no tratamento da ARS foi satisfatória.

Palavras-chave: Água residuária da suinocultura. Traçadores. Modelagem hidráulica. Wetlands combinados. Lítio.

ABSTRACT

Hydraulic variables have major importance in design of reactors, and therefore, in their treatment performance. All the parameters used to assess treatment efficiencies are dependant on hydraulic retention time (HRT), which is indeed affected by flow patterns, intermittent or continuous flow rate application, shape of reactors, porous medium and vegetation. Hence, for proper design of treatment systems one must know the real HRT. Tracer tests, which are the application of chemical substances with similar characteristics to the solutes present in the systems, are used to model hydraulic parameters of reactors. This work aimed to know the hydraulic characteristics of hybrid wetland systems, composed by vertical wetland (SACV) followed by horizontal wetland (SACH) vegetated with rice (*Oryza sativa*) and *Cyperus rotundus*. Lithium chloride (LiCl) was used due to its properties as a tracer and the solution containing Li⁺ was applied during 1 minute, in pulse. The hybrid wetlands systems had the following differences: W1 – gravel #1 + red distroferric oxisol (LVd) filter; W2 – gravel #1 + red yellow oxisol (LVA) filter; W3 – gravel #1. All three with subsurface flow and vegetated with rice (*O. sativa*) and W4 – gravel #1 with surface flow vegetated with *C. rotundus*. The application of Li⁺ was conducted meanwhile the application of swine wastewater, during 1 minute. Samples were collected at the outlet at each 1 minute interval until water ceased to flow out the wetlands. The response curve for all the systems had peaks for each day of sampling, mainly due to intermittent fed. Each peak behaved as a plug flow tracer response curve, and therefore, the Concentration x Time (CxT) curve shaped as many small plug flow curves. During the stationary conditions after water application, some axial dispersion might have occurred, promoting the peaks and also the long tail of CxT curve, which represents presence of dead zones. All the systems evidenced significant reductions in the saturated hydraulic conductivity (K_o) more likely to clogging of the rock medium by sand. The actual HRT was quite lower the theoretical HRT, with reductions of almost 91%. The flow pattern could be assumed to be plug flow with low dispersion. The hydraulic efficiency was low, mostly due to the small ratio Length/Width (L/W). The systems presented low d and D values, evidencing therefore low axial dispersion, which still have occurred due to advective and dispersive processes. The presence of dead zones and short circuits have also contributed to the reductions in the wetlands actual HRT. However, the systems efficiency in treating swine wastewater was significant.

Keywords: Swine wastewater. Tracers. Hydraulic modeling. Wetlands. Lithium.

1 INTRODUÇÃO

Os wetlands, também conhecidos como sistemas alagados construídos (SAC's), são sistemas que foram projetados e construídos para utilizar os processos naturais que envolvem a vegetação de zonas úmidas, solos, e os microrganismos. Devido às vantagens inerentes a um processo natural, a adoção de wetlands de escoamento subsuperficial, como sistemas-controle de poluição pontual e difusa, vem crescendo ano a ano (BORGES et al., 2009). Estes sistemas têm sido usados com bons resultados no tratamento de águas residuárias, contudo, segundo Vymazal (2011), o nível de entendimento dos fatores envolvidos no processo, não tem aumentado na mesma proporção.

Os efluentes de wetlands podem conter uma ampla gama de compostos que passam por processos de fotólise, volatilização, biodegradação e sorção/dessorção. Solutos podem ser transportados por caminhos preferenciais nestes sistemas, podendo causar curto circuitos hídricos ou retidos em regiões lânticas, também denominadas de zonas mortas ao longo das unidades, no entorno das raízes e em zonas aeróbias, anóxicas e até mesmo anaeróbias. Um tratamento eficiente requer entendimento dos fatores que influenciam o transporte de solutos e a remoção de contaminantes em sistemas naturais e construídos (KEEFE et al., 2004).

Em sistemas construídos, muitas conformações são possíveis, combinando tipos (superficial ou subsuperficial) e direções (horizontal ou vertical) de escoamento. O uso de sistemas híbridos, ou combinados, é recomendado por diversos autores, a fim de incrementar a eficiência das unidades (US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, USEPA, 2000, VYMAZAL, 2011). Os wetlands verticais (SACV) promovem nitrificação e remoção de sólidos suspensos enquanto nos wetlands horizontais (SACH) predominam processos de desnitrificação e remoção adicional de outros

componentes (VYMAZAL, 2007), devido principalmente ao predomínio de condições anaeróbias.

Variáveis hidráulicas têm importância fundamental no projeto e nos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem em reatores. Hodgson, Perkins e Labadz (2004), por exemplo, lembram que todos os parâmetros usados no monitoramento da eficiência de wetlands são função do tempo de residência hidráulica no sistema, e tanto o potencial quanto a eficiência de tratamento dos sistemas está diretamente ligado a este parâmetro (WAHL et al., 2010). Kadlec (2000) mostrou que as taxas de decaimento são fortemente afetadas pela concentração afluente e pela taxa de aplicação hidráulica (TAH), que é a vazão dividida pela área superficial e representa a lâmina de água aplicada à superfície do wetland em um intervalo de tempo. Em geral, o processo de tratamento em wetlands pode ser entendido e descrito como uma série de reatores conectados e por isso, faz-se importante conhecer principalmente o tempo de detenção hidráulica (TDH) em cada parcela, e não o caminho específico que o fluido segue no sistema, evidenciando assim o critério principal para dimensionamento de wetlands, a saber, considerações hidráulicas (WERNER; KADLEC, 2000).

Para esse fim é recomendada a aplicação de produtos químicos, denominados traçadores, com características especiais, ou seja, que se comportem de forma parecida aos solutos presentes nas águas residuárias, quando se trata de processos de sorção, absorção, remoção e movimentação num meio poroso, ou, substâncias inertes, quando há presença de vegetais e microrganismos, visando à estimativa de parâmetros hidráulicos, de modo que se prefere o uso de substâncias que apresentem características conservativas.

Um dos resultados de testes de traçadores é a determinação do tempo médio de residência do traçador, o qual é definido como o centróide da curva de resposta. Este tempo é igual ao quociente entre o volume útil real e a vazão

aplicada e, portanto, representa o tempo de detenção hidráulica real (TDHr) (USEPA, 2000). Em condições de fluxo em pistão ideal, o qual se aproxima mais das condições de escoamento em wetlands, o TDHr deve ser igual ao tempo de detenção hidráulica teórico (TDHt). Para verificar e estimar esses valores usa-se o balanço de massa para condição de fluxo em pistão ideal sem levar em conta a dispersão axial, em que a concentração C de um traçador não reativo é distribuída uniformemente ao longo de toda a seção transversal do volume de controle (METCALF & EDDY, 2003). O balanço de massa pode então ser escrito de forma simplificada pela Equação 1:

Acumulação = entrada – saída, e:

Matematicamente, este balanço pode ser representado pela equação 1:

$$\frac{\partial C}{\partial t} \times \Delta V = QC|_x - QC|_{x+\Delta x} \quad (1)$$

Em que:

$$\frac{\partial C}{\partial t} \text{ - Concentração constituinte, } M L^{-3}$$

ΔV – elemento diferencial de volume (volume de controle), L^3

t – Tempo,

Q – Vazão, $L^3 T^{-1}$

x – Distância ao longo do comprimento do reator, L

Δx – Variação na distância, L

A variação da concentração com o tempo ($\partial C/\partial t$) é escrita na forma diferencial, pois a concentração também varia com a distância, ou seja, a concentração varia tanto com a distância quanto com o tempo.

Estudos de modelagem hidráulica em reatores são bastante importantes para definir se os critérios usados no dimensionamento são de fato adequados e se cumprem na realidade. Na prática, entretanto, condições não ideais de escoamento, frequentemente definidas como curtos circuitos, que ocorrem quando parte da vazão afluyente durante um dado tempo atinge a saída do sistema antes da vazão total aplicada durante o mesmo período de tempo. Metcalf & Eddy (2003) indicam muitas condições que favorecem a ocorrência de escoamento não ideal em reatores de fluxo em pistão como diferenças de temperatura, ocorrência de ventos, dimensionamento mal executado e dispersão axial, as quais juntamente contribuem para ineficiências e redução da qualidade do tratamento.

A partir de teste com traçadores, muitos pesquisadores reportaram diferenças significativas entre os TDHt e TDHr, atribuído principalmente às zonas mortas próximo às raízes. Mesmo em meio livre de raízes e sólidos, no início do tratamento, a USEPA (2000) cita estudos (LIEHR et al., 2000, YOUNG et al., 2000, BAVOR et al., 1989, FISHER, 1990, DESHON et al., 1995, SANFORD et al., 1995a e 1995b, BREEN; CHICK, 1995) que encontraram TDHr sendo apenas 75% dos TDHt. Conforme as plantas se desenvolveram, o TDHr diminuiu ainda mais, devido ao aumento de curtos circuitos e presença de zonas mortas no entorno da rizosfera.

Kadlec (2000) cita diversos testes com traçadores em wetlands os quais reportam condições não ideais de escoamento e ocorrência de curtos circuitos, inclusive em escalas laboratoriais (DRIZO et al., 2000). Sob condições de caminhos preferenciais ou curtos circuitos, o TDH é reduzido assim como o volume pelo qual a água flui, o que sob condições não homogêneas altera os processos físicos, químicos e biológicos aos quais à água é exposta, fazendo com que o potencial de tratamento seja relacionado ao caminho específico que a água segue (HOLLAND et al., 2004; SU et al., 2009). Em outras palavras, se a água

segue outros caminhos dentro do mesmo TDH, a eficiência do tratamento é possivelmente alterada (WILLIAMS; NELSON, 2011).

Os modelos envolvendo análise do balanço de massa para estudos hidráulicos em reatores de mistura completa e fluxo em pistão são desenvolvidos considerando fluxo ideal em reatores (METCALF & EDDY, 2003), com condições de mistura ideal e características físicas e biogeoquímicas uniformes perpendicularmente à direção de escoamento. Entretanto, na prática, esta condição raramente ocorre (WILLIAMS; NELSON, 2011). A modelagem hidrodinâmica de um reator é função do tipo de fluxo e do padrão de mistura. Este depende basicamente da geometria do reator, da quantidade de energia introduzida por unidade volume e também da escala do reator. O tipo de fluxo pode assumir duas condições: aplicação intermitente (batelada) ou contínua. O padrão de mistura é pois caracterizado por meio de dois modelos de fluxo ideais, os quais são fluxo em pistão e mistura completa. Entretanto, estes dois modelos ideais permitem a caracterização de diversos tipos de fluxo dispersivo, comum a todo tipo de reator (LEVENSPIEL, 1988; SPERLING, 2005; LOURENÇO; CAMPOS, 2009).

No caso de wetlands de escoamento subsuperficial (SACHS) a consideração principal é que o escoamento se dá como fluxo em pistão (USEPA, 2000). Diferenças em temperatura, correntes de vento, dimensionamento equivocado, dispersão axial e longitudinal, desenvolvimento de raízes, diminuição da porosidade efetiva por deposição de sólidos são algumas das condições que contribuem para o fluxo não ser ideal em sistemas naturais e construídos (USEPA, 2000; METCALF; EDDY, 2003, BORGES et al., 2009).

Outra contribuição importante do uso de traçadores é para estimativa do grau de dispersão no meio, ou seja, caracterização do fluxo em pistão (ideal) e seu grau de dispersão ou de mistura completa, como ocorre comumente em reatores em batelada. Estimativas do número de dispersão (d) para SACHS

variam entre 0,050 e 0,31 (GEORGE et al., 2000, BHATTARAI; GRIFFIN, 1998, citados por USEPA, 2000), sendo os maiores valores para sistemas com relações comprimento/largura menores. Valores de d menores que 0,025 indicam condições próximas ao fluxo em pistão, enquanto valores maiores que 0,20 indicam alto grau de dispersão.

Borges et al. (2009) utilizando wetlands horizontais com relação comprimento (C)/ largura (L) alta encontraram valores de dispersão baixos, inclusive abaixo da média citada na literatura, estando próximo de 0,040. Cothren, Chen e Pardue (2002), reportaram variações na dispersão em função da velocidade de escoamento e da razão C/L , sendo em torno de 0,050, sendo que houve decréscimo da dispersão com o aumento da relação C/L .

Shilton e Prasad (1996) aplicaram traçadores pontuais e distribuídos ao longo da largura dos wetlands horizontais de fluxo subsuperficial, encontrando diferentes tempos de detenção para as condições testadas e, reportaram que a interpretação de tais resultados indica que a assunção de fluxo em pistão utilizada como critério de dimensionamento pode resultar em superestimativa da eficiência de tratamento. Diversos estudos com traçadores reportam dispersão significativa em SACH's, o que leva a sugerir que tais sistemas não são modelados adequadamente nem como fluxo em pistão e nem como mistura completa e sim, uma série de reatores de mistura completa com volumes iguais. Entretanto, apesar deste modelo ser adequado do ponto de vista dos dados experimentais, não representa realisticamente o fluxo através de meios porosos. Intuitivamente, parece que um modelo de fluxo em pistão com dispersão seria o mais adequado às condições reais de SACH's (USEPA, 2000).

As estimativas da dispersão em wetlands são feitas com os números d , obtidos utilizando-se de modelos de dispersão de grande e pequena intensidade, com diferentes condições de contorno (Borges et al., 2009). As expressões analíticas disponíveis para a determinação de d diferem de acordo com as

condições de contorno. O modelo de pequena intensidade não se apresenta como alternativa para a análise, uma vez que sua curva resultante é elaborada em condições em que $d < 0,010$. Segundo Kadlec, Wallace e Vymazal (2004), os wetlands horizontais geralmente apresentam-se sob condições conhecidas como recipientes fechados. Nessa situação, as características do escoamento nas seções de entrada e de saída são diferentes das que ocorrem no interior da unidade.

Outro parâmetro usado para estimar a dispersão em sistemas de tratamento é o índice de dispersão de Morrill (IDM) (1932), o qual sugere que a razão entre os valores de 90 e 10% da curva acumulada do traçador poderia ser usada como estimativa do índice de dispersão e que 1 sobre o índice de dispersão daria a medida da eficiência volumétrica (METCALF; EDDY, 2003). Estes autores citam que a USEPA (1986) considera que reatores de fluxo em pistão são eficientes quando o IDM é igual ou menor a 2,0 ou menos. Sob condições ideais, reatores deste tipo devem assumir IDM igual a 1,0.

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), o uso de traçadores e corantes para estimativa de características hidráulicas de reatores é um dos mais simples e exitosos métodos, permitindo a estimativa de curtos circuitos nos sistemas, tempos de contato de substâncias químicas (poluentes, desinfetantes, e etc.) nos sistemas, definição de padrões de escoamento em reatores e wetlands e levantamento do grau do sucesso de medidas corretivas aplicadas em sistemas já instalados.

O ajuste dos modelos de escoamento e a obtenção dos parâmetros hidráulicos podem ser dificultados pelas condições ambientais locais e processos biológicos que ocorrem em SACHS. Portanto, na escolha dos traçadores a serem usados, fatores como toxicidade, reatividade, solubilidade e limite de detecção devem ser considerados (DIERBERG; DEBUSK, 2005). Metcalf e Eddy (2003) citam recomendações adaptadas de Denbig e Turner (1965) que, dentre as

características de um traçador, as mais importantes são: i) ter densidade semelhante da água de escoamento, para não afetar o fluxo; ii) deve ser conservativo, para implementação de um balanço de massa; iii) deve permitir sua injeção em um curto período de tempo; iv) deve ter sua concentração analisada de forma fácil e convencional; v) não deve ser absorvido ou reagir com as superfícies dos reatores e vi) nem com as partículas presentes nas águas residuárias.

Dentre os mais utilizados atualmente, destacam-se o cloreto de lítio (LiCl) muito usado em sistemas naturais (METCALF; EDDY, 2003), cloreto de sódio (NaCl), brometo de sódio (NaBr), rodamina WT ($C_{29}H_{29}N_2O_5Na_2Cl$), que é uma substância orgânica que representa a degradação de um soluto seguindo fotólise de primeira ordem (SMART; LAIDLAW, 1977; TAI; RATHBUN, 1988; SUIJLEN; BUYSE, 1994; GETSINGER et al., 1997) e sorção (BENCALA et al., 1983; SABATINI; AUSTIN, 1991; PTAK; SCHMID, 1996; KASNAVIA et al., 1999; VASUDEVAN et al., 2001; SUTTON et al., 2001) citados por Keefe et al. (2004) e requer leituras em espectrofluorímetros.

Dentre os sais, o Li^+ apresenta a grande vantagem de ser inerte não sendo assimilado por plantas e organismos, permitindo grande recuperação da massa aplicada. Entretanto, sais são tóxicos às plantas. O arroz é moderadamente tolerante a sais e mais sensível que alguns cereais (YOSHIDA et al., 1993), sendo o desenvolvimento inicial e o florescimento as fases mais críticas do ciclo da cultura. Apesar de haver diferenças entre as cultivares, nenhuma delas é tolerante em todas as fases do ciclo produtivo (QUIJANO-GUERTA; KIRK, 2002).

Portanto, o objetivo deste trabalho foi estimar os tempos de detenção reais (TDHr) e em função do desenvolvimento de raízes e deposição de sólidos no sistema cultivado com arroz (*Oryza sativa*) e ainda quantificar o grau de

dispersão do meio por meio do número d , de modo a caracterizar o tipo de escoamento e seu grau de dispersão.

2 MATERIAL E MÉTODOS

Os testes foram conduzidos na área experimental do Departamento de Engenharia Agrícola (DEG) da Universidade Federal de Lavras (UFLA).

2.1 Caracterização do local do experimento

O sistema foi instalado em casa de vegetação com o objetivo de evitar influências externas de precipitações e extremos de temperatura, e tentar manter condições mais controladas. A casa de vegetação possuía plásticos nas laterais, o que diminuía a incidência de ventos nos sistemas. A área experimental e a casa de vegetação podem ser vistos na Figura 1. Maiores detalhes sobre sua construção podem ser encontrados nos trabalhos de Costa (2007) e Matangue (2011).

2.2 Caracterização dos sistemas alagados construídos - SAC's

Os wetlands construídos híbridos, também denominados Sistemas Alagados Construídos (SAC's) foram compostos por um wetland de escoamento vertical (SACV) seguido de um wetland de escoamento horizontal (SACH). Os SACV foram feitos de politereftalato de etileno (PET), com volume de 20 litros, diâmetro de 0,46 m e altura de 0,54 m, preenchidos com 30 cm de brita nº 1 ($\phi = 9,5$ a $12,5$ mm – ABNT), com porosidade média igual a $0,454 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$; 10 cm de brita nº 0 ($\phi = 4,75$ a $9,5$ mm - ABNT) e 5 cm de areia grossa (retida na peneira #10 – $\phi = 2,0$ mm) na superfície e vegetados com 8 mudas de arroz (*Oryza sativa*), sendo duas por cada cova de plantio, num espaçamento de 15×15 cm. Os SACV não diferiram entre si em suas características construtivas. Não houve saturação dos SACV.



Figura 1 Vista de parte da área experimental do próximo à lagoa da Zootecnia
Nota: Detalhe para a casa de vegetação em que foram conduzidos os testes.

Os wetlands horizontais (SACH) foram confeccionados de chapa galvanizada nº 24 com dimensões de 1,20 x 0,50 x 0,60 m em termos de comprimento, largura e profundidade, preenchidos a partir da base com 50 cm de brita nº 1, 5 cm de brita 0 e uma camada de 5 cm de areia #10, para melhor fixação da vegetação no sistema. Os SACH foram impermeabilizados com manta plástica. Houve diferenças entre os sistemas, as quais representaram os tratamentos e o controle. Apesar dos sistemas apresentarem camadas de brita 1, brita 0 e areia, o escoamento ocorreu somente na camada de brita 1, e por isso, a porosidade da brita 0 e da areia não foram quantificadas. Portanto, a altura do líquido nos SACH era de no máximo 50 cm.

Em alguns SACH foram utilizados filtros contendo latossolo, com vistas a aumentar a eficiência do sistema quanto à retenção de fósforo (P). Os filtros foram feitos de ferro, com um formato de uma gaveta vazada apresentando

dimensões de 0,15 x 0,60 x 0,50 m, sendo telados com tela anti afídeo de 24 x 48 mesh, abertura de cerca de 6 mm, confeccionada com monofilamentos de polietileno de alta densidade (PEAD) possuindo espessura de aproximadamente 0,6 mm \pm 10% (Figura 2).

Os tratamentos foram: W1 - brita + filtro com latossolo vermelho distroférico (LVd); W2 - brita + filtro com latossolo vermelho amarelo (LVA); W3 – brita. Os SACH supracitados foram conduzidos com fluxo subsuperficial e vegetados com arroz. W4 - brita com fluxo superficial e vegetado com *Cyperus rotundus*. Inicialmente, todos os sistemas foram vegetados com arroz, entretanto, o W4 apresentou morte de todas as plantas cultivadas. Primeiro, do arroz e, posteriormente de ervas espontâneas que foram crescendo naturalmente, mas que não resistiram às condições eutróficas do meio e pereceram. Por fim, foi implantada a tiririca (*Cyperus rotundus*).

O arroz (*Oryza sativa*) utilizado como vegetação nos SACV e SACH W1, W2 e W3 foi a variedade 'BRSMG Curinga', por apresentar características bastante favoráveis: cultivar semi-precoce de grãos longo-finos, porte baixo, ereta e muito perfilhadora, bastante resistente ao acamamento, apresentando ampla adaptação, com alto potencial produtivo, tanto em áreas de terras altas como de várzeas úmidas. Daí ser denominada Curinga. Quanto á doenças e pragas, a variedade apresenta moderada resistência à mancha parda e à escaldadura, e é considerada moderadamente suscetível à mancha-de-grãos e à brusone. Os grãos são de classe agulhinha, com alto rendimento de inteiros (58,2%), boa qualidade de cocção, porém com certa incidência de manchas brancas, o que lhe confere uma menor translucidez. Devido ao conjunto de suas características, é a cultivar que oferece maior segurança de colheita para o produtor, em diferentes condições de cultivo (SOARES et al., 2005; BRESENGHELLO; MORAIS; CASTRO, 2006). No caso do arroz, foram

usadas duas mudas por cova com espaçamento de 0,15 x 0,20 cm. A tiririca foi plantada aleatoriamente e se espalhou em toda a extensão do sistema.

Os solos utilizados nos filtros dos SACH foram coletados em locais diferentes. O LVd foi coletado próximo ao canil da UFLA, em um barranco, no departamento de Zootecnia. O LVA foi coletado em mata, próximo ao cafezal da UFLA localizado nas proximidades da estrada para o município de Ijaci. Para evitar ao máximo a presença da matéria orgânica nos solos, optou-se por coletar o horizonte B de ambos. Os solos foram peneirados em peneira n° 20 (abertura 0,84 mm) para obter-se um material mais homogêneo nos filtros, sendo utilizada a porção que passava pelas peneiras.

Os filtros foram feitos de ferro, com um formato de uma gaveta vazada apresentando dimensões de 0,15 x 0,60 x 0,50 m, sendo revestidos com tela anti afídeo de 24 x 48 mesh, abertura de cerca de seis mm, confeccionada com monofilamentos de polietileno de alta densidade (PEAD) possuindo espessura de aproximadamente $0,6 \text{ mm} \pm 10\%$ (Figura 2).



Figura 2 Detalhe do filtro inserido nos sistemas wetlands ainda em fase montagem

Nota: O W4 (segundo a partir da direita) ainda com arroz.

O tempo de funcionamento diário do sistema foi de 8 minutos, em dois ciclos de 4 minutos cada, sempre no início do dia. Eventualmente, em função da elevada evapotranspiração na casa de vegetação a perda de água pelo sistema sobrepujava a lâmina aplicada, e por isso, o sistema era ligado por mais tempo, até que fosse novamente preenchido o nível normal de água, de modo que houvesse saída de efluente dos wetlands.

O dimensionamento dos SACH foi baseado na taxa de aplicação volumétrica, a qual foi calculada com base nas recomendações da USEPA (2000), que é de $6 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-2}$ de DBO, adaptando-a as condições exigidas pela legislação de Minas Gerais. Assumindo-se uma carga máxima média de $10 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de DBO, e uma concentração DBO média de 2000 mg L^{-1} , a área superficial

do SACH, que é de $0,6 \text{ m}^2$ permitia a aplicação máxima nos SACV de aproximadamente 3 L d^{-1} . Daí, foi-se mantida a aplicação de aproximadamente 3 L d^{-1} . Essa aplicação foi intermitente, aplicada de uma só vez no início do dia. A aplicação era feita nos SACV que distribuíam a vazão para o SACH.

Pelas dimensões do sistema, o volume total dos wetlands foi de $0,3 \text{ m}^3$. Para este cálculo, considerou-se o comprimento total (1,20 m), a largura total (0,50 m) e a altura total molhada (0,50 m). A porosidade média da brita utilizada como meio suporte foi estimada em aproximadamente $0,454 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$. Portanto, o volume útil do sistema, considerando-se o volume total e a porosidade do meio, é de aproximadamente $0,136 \text{ m}^3$. Assim, estimou-se o tempo de detenção hidráulica (TDH) teórico no SACH, que é o quociente entre o volume útil (m^3) e a vazão diária ($\text{m}^3 \text{ dia}^{-1}$). O TDH teórico dos SACH foi estimado em 45,4 dias. Nas Figuras 3 e 4 estão detalhados os SACV, SACH, o sistema de aplicação e os filtros inseridos nos wetlands.

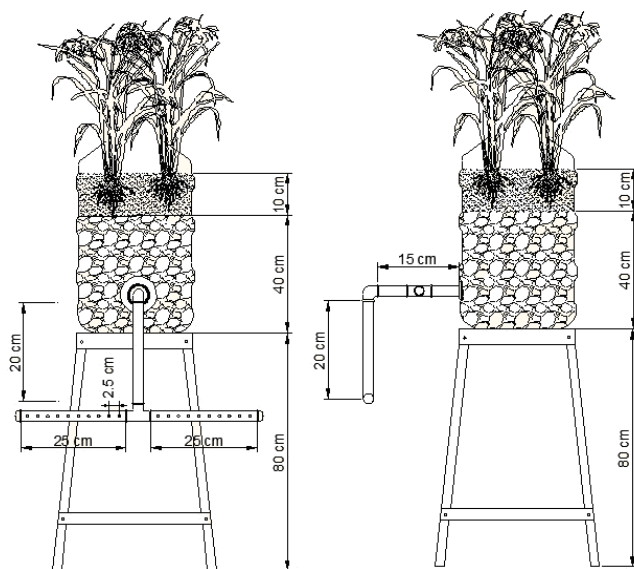


Figura 3 Sistemas alagados construídos verticais

Nota: Vista frontal e lateral.

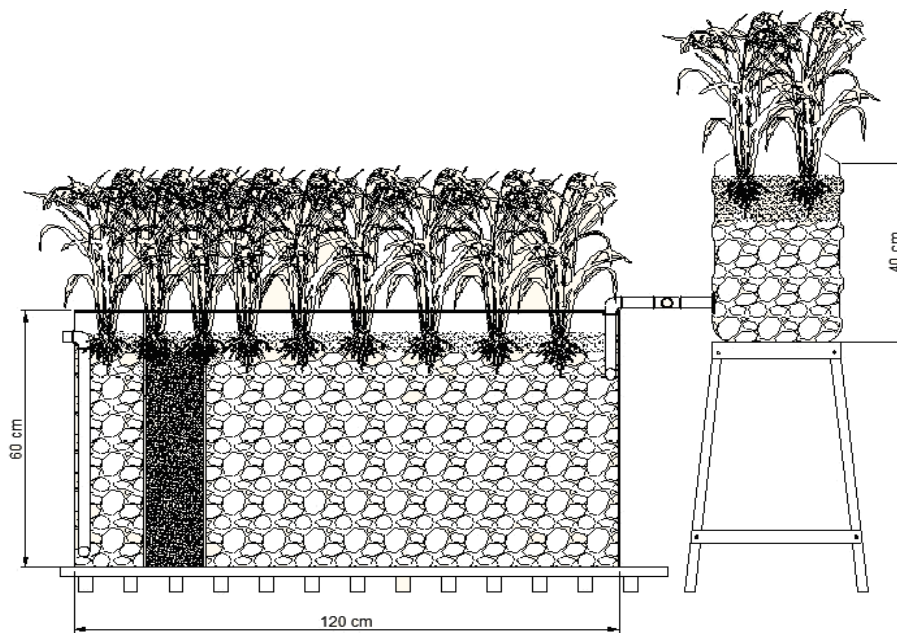


Figura 4 Sistemas alagados construídos

Nota: Vista longitudinal com detalhe do filtro inserido.

O sistema de distribuição no SACH aplicou o efluente em sua parte superior a uma profundidade de 20 cm abaixo da superfície do sistema. Foram utilizados tubos de PVC de $\frac{3}{4}$ ". A tubulação de aplicação e coleta apresentaram o mesmo critério de dimensionamento da tubulação de distribuição, conforme recomendações da USEPA (2000).

2.3 Amostragem e análises experimentais

Após a segunda colheita de arroz foram realizados testes com traçador, utilizando cloreto de lítio (LiCl) objetivando estimar o TDH real, e quantificar a ocorrência de zonas mortas e, ou, curtos-circuitos nos sistemas. Esses testes foram feitos tardiamente para evitar possível toxidez do Li^+ e, ou, do Cl^- às

plantas, visto que nenhuma informação foi encontrada na literatura a respeito do efeito deste sal em plantas de arroz.

A massa de Li^+ aplicada ao sistema foi calculada considerando-se o volume útil dos wetlands e a máxima concentração que o equipamento analítico (fotômetro de chama) seria capaz de detectar. Essa concentração é igual a 100 mg L^{-1} de Li^+ . Assim, pela Equação 2, foi estimada a massa de Li^+ a ser aplicada nos sistemas.

$$m = C \times V \quad (2)$$

Em que:

m = massa [M];

C = concentração [M L^{-1}]; e

V = volume [L]

O LiCl foi seco em estufa por 24 horas, colocado em dessecador para esfriar e pesado. Para cada wetland foram pesados 86,8734 g de LiCl, dos quais 14,22 g referem-se ao Li^+ . O sal foi dissolvido em 100 mL de água. Em função da pequena vazão aplicada diariamente aos sistemas, o LiCl foi diluído em apenas 100 mL, para evitar que algum excesso de vazão pudesse prejudicar o funcionamento do sistema. A aplicação foi em pulso, durante cerca de um minuto, juntamente com o funcionamento do sistema.

Para leituras das concentrações de Li^+ foi utilizado fotômetro de chama da marca Micronal B462 com resolução de leitura de 0 – 100 ppm com precisão de 0,01, regulado com 1 atm. A curva de calibração utilizada para leitura dos dados foi feita a partir de soluções de 0, 10, 20, 40, 60 e 80 ppm de Li^+ , obtidas por meio de diluição de solução 100 ppm de Li^+ , produzida a partir de LiCl. Ao início e ao final de cada leitura das amostras diárias, os padrões contendo as

soluções de concentração conhecida de Li^+ eram novamente utilizados, para confirmar a curva de calibração e verificar se o equipamento apresentava variações na leitura.

Diariamente, foram coletadas cerca de 15 amostras para cada sistema. As amostras foram preservadas em refrigerador a 4°C e lidas a cada 3 dias. Os testes foram conduzidos por aproximadamente 15 dias, visto que esse foi o tempo em que a curva de concentração começou a apresentar a cauda constante, não indicando a variação na concentração de lítio na saída do sistema.

O sistema funcionava por 8 minutos diários, sendo dois funcionamentos de 4 minutos consecutivos. Após 4 minutos, o sistema se desligava automaticamente, sendo então religado por mais 4 minutos, totalizando funcionamento diário. As mostras foram coletadas com intervalos de 1 minuto, desde o momento em que o efluente começava a sair dos wetlands, até o momento em que cessava a saída de líquido. Inicialmente, o enchimento se fazia bastante rápido, e posteriormente, gota a gota, sendo, contudo, o intervalo entre coletas mantido em 1 minuto.

Para estimativa dos valores de tempo de detenção hidráulica real (TDHr), foi utilizado balanço de massa para condição de fluxo em pistão ideal (sem dispersão axial) conforme citado por Metcalf e Eddy (2003). Foi estimado também o índice de dispersão de Morrill (IDM), utilizando-se a Equação 3.

$$IDM = \frac{P_{90}}{P_{10}} \quad (3)$$

Em que:

IDM = Índice de dispersão de Morrill

P90 = 90 % do valor no gráfico log-probabilidade

P10 = 10 % do valor no gráfico log-probabilidade

Os valores de porcentagem P90 e P10 foram obtidos de um gráfico log-probabilidade do tempo (escala log) versus a porcentagem de traçador acumulada que passou pelo volume de controle. Os gráficos foram executados no software Microsoft Excel®. A eficiência volumétrica foi calculada por meio da Equação 4.

$$Ef.Vol() = \frac{1}{IDM} \times 100 \quad (4)$$

Foram estimadas as condutividades hidráulicas saturadas (K_0) nos sistemas wetlands combinados, medindo-se as vazões de entrada e saída nos sistemas. Foram também medidos os gradientes de potencial (Δz), através da altura da lâmina de água nos sistemas. Foram estimados os valores de Δz pela média das alturas da lâmina de água em cada extremidade dos sistemas. Utilizou-se a equação de Darcy (Equação 5).

$$K_0 = \frac{Q}{A \times \Delta z} \quad (5)$$

Em que:

K_0 – Condutividade hidráulica do solo saturado ($L T^{-1}$)

Q – vazão que passa pela seção do meio poroso ($L T^{-1}$)

A – seção por onde se processa o fluxo (L^2)

Δz – gradiente de potencial no meio ($L L^{-1}$).

A partir da K_0 estimada nos sistemas wetlands combinados foi utilizada a metodologia proposta por Luthin (1978), conforme equação 3 para a estimativa da K_0 das camadas transversais de solos inseridas nos wetlands W1 e W2.

$$K_{o_{AP}} = \frac{L_1 + L_2}{\frac{L_1}{K_{o_1}} + \frac{L_2}{K_{o_2}}} \quad (6)$$

Em que:

$K_{o_{AP}}$ – Condutividade hidráulica aparente do solo saturado ($L T^{-1}$)

L_1 – Largura (sentido do fluxo) da camada 1 (L)

L_2 – Largura (sentido do fluxo) da camada 2 (L)

K_{o_1} – Condutividade hidráulica saturada do meio 1 ($L T^{-1}$)

K_{o_2} – Condutividade hidráulica saturada do meio 2 ($L T^{-1}$)

O teste com traçador usado para estimativa das características hidráulicas dos SAC's foi conduzido segundo metodologia proposta por Mecalfe e Eddy (2003). Os valores que podem ser estimados por meio da curva resposta, ou seja, concentração x tempo foram estimados por meio de equações matemáticas simplificadas (Equações 9 e 10), considerando que as medidas de tempo são uma série de valores discretos.

O tempo de detenção hidráulica pode ser estimado como:

$$\bar{t}_c = \frac{\int_0^{\infty} tC(t)dt}{\int_0^{\infty} C(t)dt} \quad (7)$$

Em que:

\bar{t}_c - tempo de detenção hidráulica médio, obtido da curva do traçador (T)

t - tempo (T)

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

A variância (σ_c^2) usada para definir a dispersão da distribuição pode ser definida como:

$$\sigma = \frac{\int_0^{\infty} (t - \bar{t})^2 C(t) dt}{\int_0^{\infty} C(t) dt} = \frac{\int_0^{\infty} t^2 C(t) dt}{\int_0^{\infty} C(t) dt} - (\bar{t}_c)^2 \quad (8)$$

As equações simplificadas para estimativa do tempo de detenção hidráulica (TDH) e da variância, foram:

$$\bar{t}_{\Delta c} \approx \frac{\sum t_i C_i \Delta t_i}{\sum C_i \Delta t_i} \quad (9)$$

Em que:

$\bar{t}_{\Delta c}$ - tempo de detenção hidráulica médio baseado em medidas de tempo discretas (T)

t_i - tempo na i ésima medida, (T)

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

Δt_i - variação do tempo em reação a C_i (T)

$$\sigma_{\Delta c}^2 \approx \frac{\sum t_i^2 C_i \Delta t_i}{\sum C_i \Delta t_i} - (\bar{t}_{\Delta c})^2 \quad (10)$$

Em que:

$\sigma_{\Delta c}^2$ - variância baseada em medidas discretas de tempo (T^2)

O número de dispersão d foi estimado utilizando-se a expressão:

$$d = \frac{D}{uL} = \frac{Dt}{L^2} \quad (11)$$

Utilizando-se o tempo de detenção hidráulica teórico (TDHt), que foi estimado por meio do quociente entre o volume dos SAC's pela vazão diária aplicada (V/Q), o tempo de concentração estimado por meio dos valores da curva concentração *versus* tempo ($\bar{t}_{\Delta c}$) e a variância ($\sigma_{\Delta c}^2$), tem-se que:

$$\sigma_{\Delta c}^2 \approx 2 \frac{D}{uL} = 2d \quad (12)$$

Assim:

$$d \approx \frac{1}{2} \frac{\sigma_{\Delta c}^2}{\tau^2} \quad (13)$$

Em que:

d - número de dispersão, adimensional

τ^2 - Tempo de detenção hidráulica teórico (TDHt) (T)

Para a estimativa do coeficiente de dispersão axial (D), foi considerado que o problema de dispersão de processa em uma única dimensão, quando na verdade, a dispersão é tridimensional. Ademais, consideraram-se ainda como condições de contorno que o sistema era fechado, assumindo que não havia dispersão fora das condições de contorno. Estas considerações também se

aplicam bem a sistemas que apresentam baixa dispersão. As equações utilizadas para estimativa do coeficiente de dispersão foram as Equações 14 e 15:

$$D = d \times u \times L \quad (14)$$

Em que:

D - Coeficiente de dispersão (L^2T^{-1})

d - número de dispersão, adimensional

u - velocidade do fluido ($L T^{-1}$)

L - Comprimento do reator (L)

$$D = 1,01 \mathcal{N}_R^{0,875} \quad (15)$$

Em que:

D - Coeficiente de dispersão (L^2T^{-1})

\mathcal{V} - viscosidade cinemática (LT^{-2}), $1,003 \times 10^6 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$

\mathcal{N}_R - número de Reynolds, adimensional ($L T^{-1}$)

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O resultado dos testes com traçador realizados nos wetlands construídos pode ser visto na Figura 5. Foi observado que apesar do tempo de detenção hidráulica teórico sugerir um prazo de aproximadamente 45 dias, as concentrações de Li^+ foram percebidas já a partir do segundo dia de coleta. Na figura 6 estão apresentados gráficos de estudos de traçadores em aquíferos, em que o monitoramento é feito por meio de poços. Os dados são referentes á injeção em pulso e apresentam concentração dos traçadores ^{82}Br (a) e ^3H (b) (HOEHN; ROBERTS, 1982).

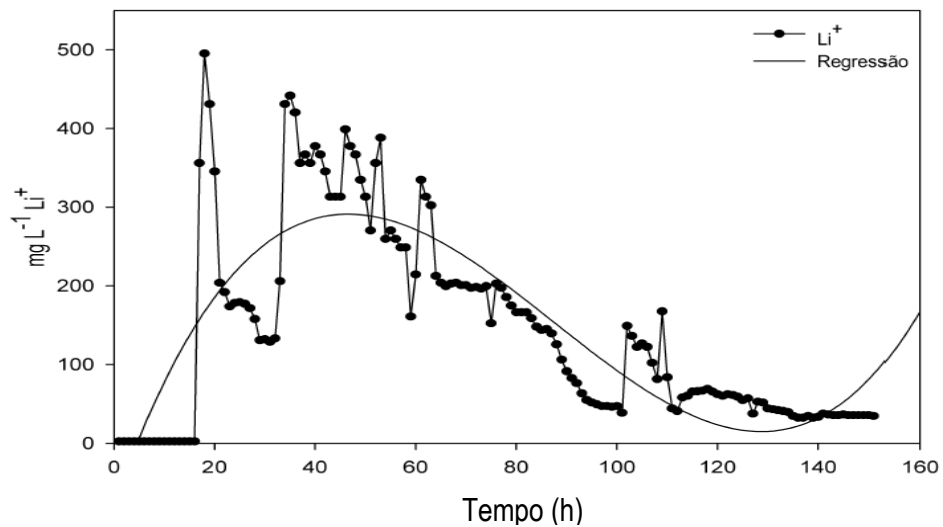


Figura 5 Concentrações de Li^+ no SACH W1 e equação de ajuste da curva de regressão

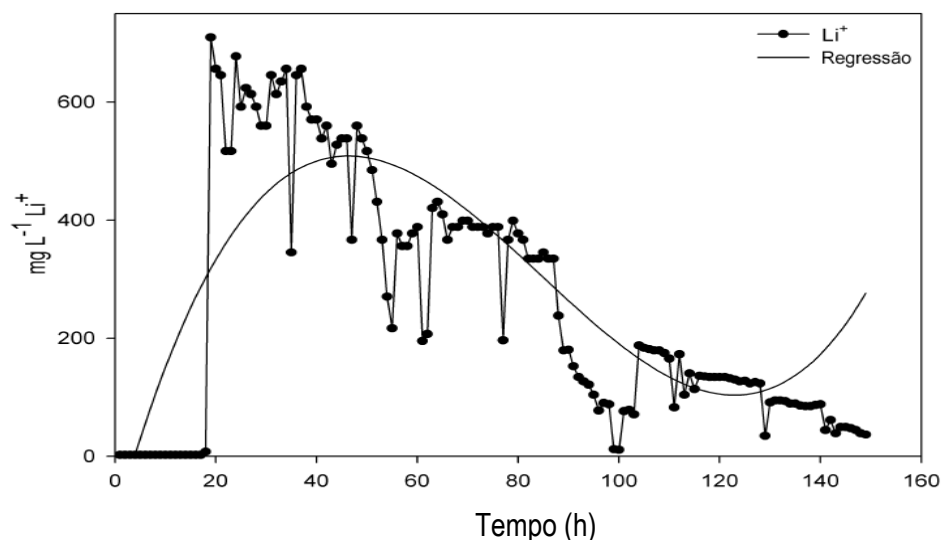


Figura 6 Concentrações de Li^+ no SACH W2 e equação de ajuste da curva de regressão

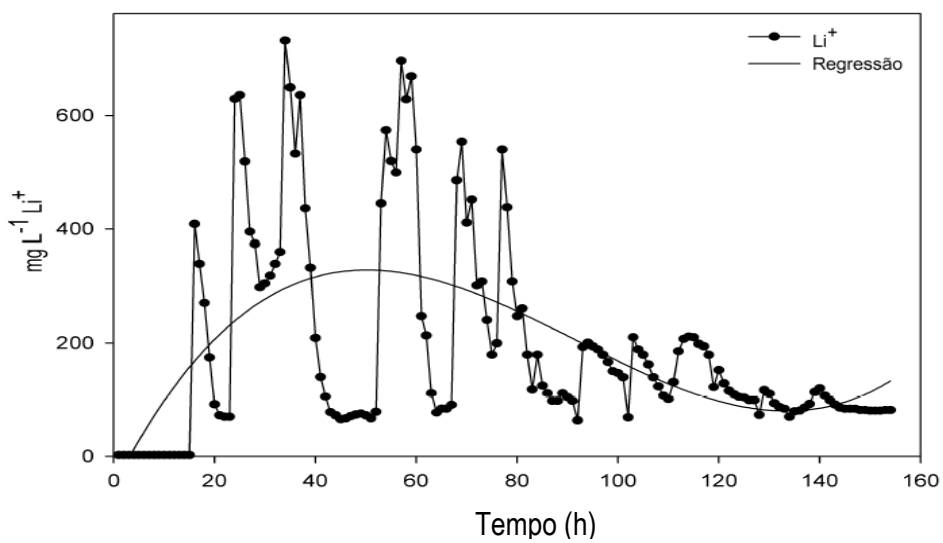


Figura 7 Concentrações de Li^+ no SACH W3 e equação de ajuste da curva de regressão

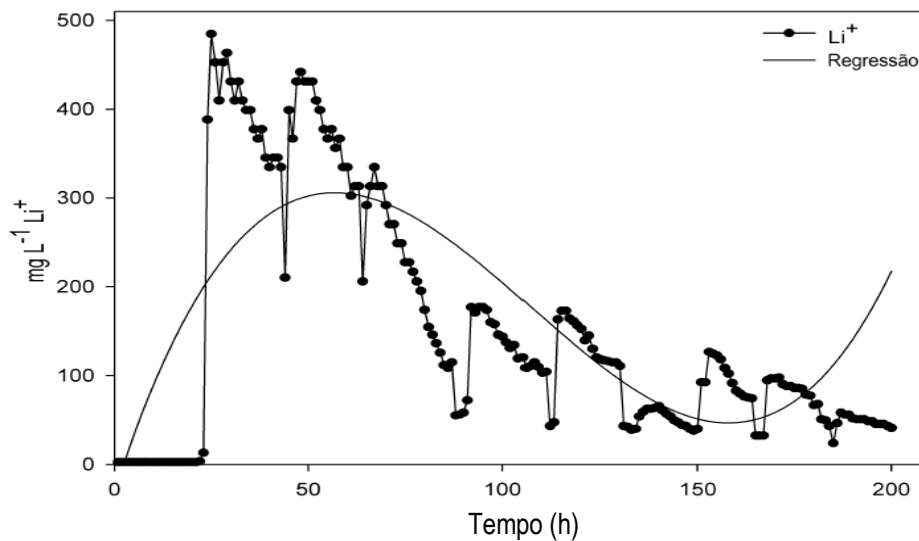


Figura 8 Concentrações de Li^+ no SACH W4 e equação de ajuste da curva de regressão

A cada dia amostrado foi observado um pico de concentração assim que a aplicação foi iniciada nos wetlands. Os valores referentes às primeiras amostras coletadas no dia apresentavam maiores concentrações de Li^+ , as quais diminuía com o tempo, especialmente quando a aplicação cessava. Apenas como exemplo comparativo, a Figura 7 mostra a resposta do traçador LiCl em um reator anaeróbio tratando água residuária de suinocultura com alimentação contínua em meio totalmente aquoso. Pode-se observar claramente uma tendência ainda mais acentuada ao regime pistonado do que aquela referente ao presente experimento. O valor da correlação foi bem mais elevado ($R^2=0,934$), mostrando que a equação polinomial se ajustou melhor aos valores mensurados do que os valores encontrados na atual pesquisa ($R^2=0,309$). Isso pode ser explicado pelo fato de que a água residuária da suinocultura (ARS) aplicada aos SAC's foi feita em batelada e não continuamente. Contudo, a curva resultante se comportou como várias curvas de traçador em sistemas com aplicação contínua.

No entanto, o ajustamento dos pontos desta curva em uma única curva faz com que grande parte dos valores mensurados fiquem fora do ajustamento polinomial, diminuindo conseqüentemente o valor do coeficiente de determinação.

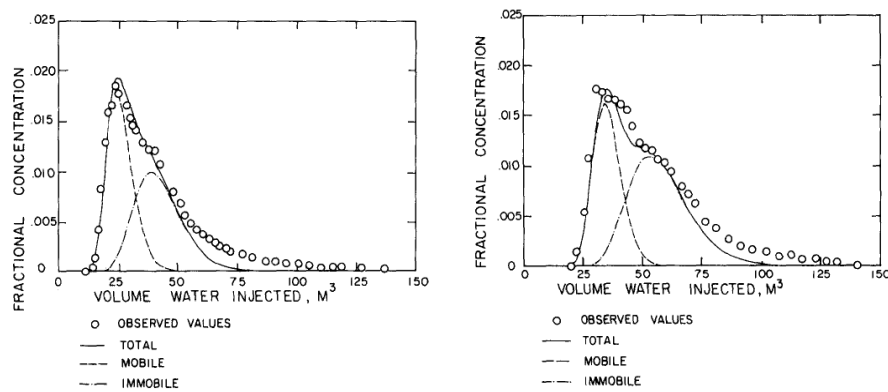


Figura 9 Exemplo de dados de testes com traçadores em poços usando ^{82}Br (a) e ^3H (b)

Fonte: Hoehn e Roberts (1982)

Na Tabela 1 estão as equações de regressão polinomiais de ordem 3 e seus respectivos coeficientes de correlação. Os modelos de maior ordem apresentaram coeficientes de determinação (R^2) também maiores, contudo, modelos de 4ª ou mais ordens não apresentam muita aplicação e muito menos coerência com o movimento real de solutos em reatores e sistemas de tratamento de efluentes.

Tabela 1 Equações ajustadas para os testes com traçadores e coeficientes de correlação

Sistema	Equação	R ²
W1	$C/Co = 0,001x^3 - 0,2628x^2 + 17,972x - 76,711$	0,6789
W2	$C/Co = 0,0018x^3 - 0,4568x^2 + 30,713x - 112,66$	0,6706
W3	$C/Co = 0,0009x^3 - 0,2383x^2 + 17,3867x - 52,6878$	0,3097
W4	$C/Co = 0,0005x^3 - 0,1611x^2 + 13,46x - 30,423$	0,5730

Van Genuchten¹ (2012) sugere que os picos estejam associados a alguma difusão do Li⁺ no sistema. Ao finalizar a aplicação da água residuária, condições estacionárias predominam nos wetlands, e por isso, é possível que o Li⁺ tenha se depositado no meio poroso ou ficado em equilíbrio na solução. Quando da nova aplicação no dia seguinte, a mudança no sistema para o regime turbulento pode ter removido íons de Li⁺ que se encontravam na solução ou aderidos ao meio poroso. A curva de resposta do traçador exhibe um padrão de fluxo, que apesar de possuir característica dispersiva, demonstra tendência de fluxo em pistão.

¹ Comunicação pessoal: Martinus Th. Van Genuchten, PhD, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro (RJ) durante curso “Modeling water flow and contaminant transport in soils and groundwater using the Hydrus computer software”, para o autor deste trabalho, em 01.06.12.

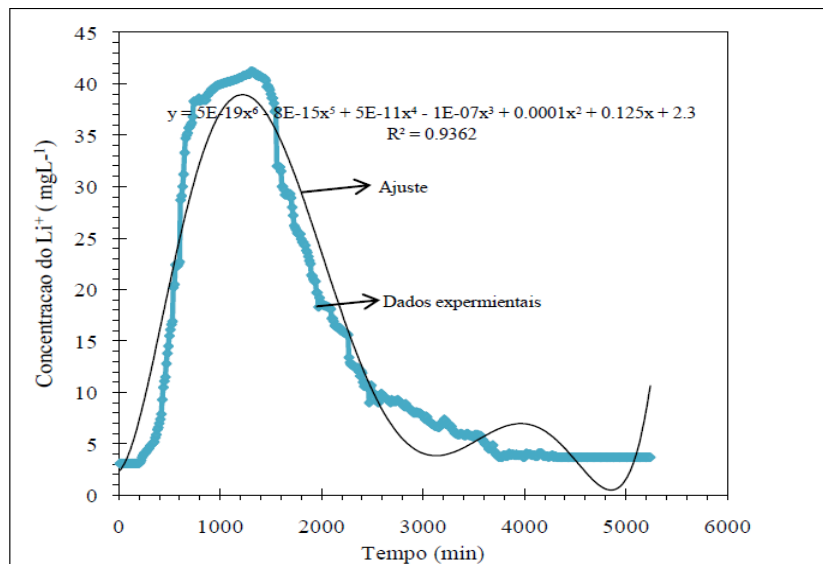


Figura 10 Exemplo de resultado de teste com traçador em sistema com aplicação contínua

Fonte: Matangue (2011)

Outro fator que pode ter contribuído para esse comportamento foi o fato de a condutividade hidráulica saturada (Tabela 2) dos sistemas wetlands ser bastante reduzida em comparação a outros sistemas que utilizaram o mesmo meio poroso. Para a brita 1 (5 - 12 mm), são reportados valores da ordem de 12.000 m d^{-1} para meios “sujos”, ou seja, com sólidos depositados ao longo do tempo de funcionamento, e 34.000 m d^{-1} para meios “limpos”. Já para meios com partículas menores (5 mm), são reportados valores entre 6.200 e 600 m d^{-1} para sistemas “limpos” e “sujos”, respectivamente (USEPA, 2000). Neste trabalho, em função da presença da areia sobre a brita 0 e esta sobre a brita 1, é bastante provável que tenha havido deslocamento de partículas de areia através do meio poroso. Ao se depositarem nos poros maiores da brita 1, houve diminuição da seção de escoamento, e por conseguinte, da condutividade hidráulica do meio. A USEPA (2000) reporta que reduções na porosidade de

wetlands devido à deposição de sólidos (0,1 - 0,4%) e desenvolvimento de raízes (2 - 8%) foram responsáveis por reduções de 98% na condutividade hidráulica. Este fato pode estar associado à rápida recuperação de concentração de Li^+ no efluente dos wetlands.

Tabela 2 Condutividade hidráulica saturada dos quatro sistemas combinados

Condutividade Hidráulica Saturada (K_o)				
----- m d ⁻¹ -----				
	W1	W2	W3	W4
K_{OAP}	9,30	5,79	3,97	15,29

K_{OAP} - Condutividade hidráulica aparente (m d⁻¹).

Esses valores de K_o são os valores combinados, ou seja, para os sistemas verticais e horizontais, incluindo o meio filtrante, composto por solo. Essa condutividade hidráulica é também denominada de condutividade hidráulica aparente (K_{OAP}), segundo Luthin (1978).

O uso de meios com porosidades diferentes foi definido para melhor fixação das raízes no sistema, e nesse sentido foi satisfatória sua utilização. Entretanto, como não foi utilizada nenhuma barreira física contra a translocação da areia através dos poros maiores da brita 1, houve diminuição drástica da condutividade hidráulica do meio saturado em comparação com valores reportados por outros autores.

Lima (2012) sugere valores de K_o para areia variando entre 1 – 5, 5 – 20 e 20 – 100 m d⁻¹, para areia fina, média e grossa. Atlanta Regional Commission, ARC (2001) reporta K_o de 4,96 m d⁻¹ para areia. Sanford et al. (1995) obtiveram reduções na condutividade hidráulica de wetlands vegetados e não vegetados, devido à colmatagem dos poros. McIntyre e Rhia (1991) também relatam redução na condutividade hidráulica em experimentos com wetlands em laboratórios,

mas atribuem tal ocorrência à compactação do substrato. O Natural Resources Conservation Service, NRCS (2012) reporta valores de condutividade hidráulica saturada para areias variando entre 3,65 e 12,19 m d⁻¹. Os resultados obtidos nesse experimento encontram-se portanto, dentro da faixa divulgada na literatura e se mostram coerentes com resultados de outros pesquisadores.

Seguindo exemplo de estimativa de tempos de concentração (tc) citado por Metcalf e Eddy (2003), foram obtidos os seguintes resultados (Tabela 3).

Tabela 3 Tempos de concentração médios, variâncias estimadas e índice de dispersão de Morril para cada sistema wetland

	W1	W2	W3	W4
tc médio (dias)	3,66	3,46	5,04	4,23
σ^2	5,09	5,37	7,59	4,85
σ	2,26	2,32	2,76	2,20
IDM	6,97	6,97	4,50	3,98
Eficiência Volumétrica (%)	14,34	14,35	22,21	25,1

tc - tempo de concentração (dias) = Tempo de detenção hidráulica real (TDHr); σ^2 - ; σ - variância, IDM – índice de dispersão de Morrill.

Fica patente a redução no tempo de detenção hidráulica teórico (TDHt) em todos os sistemas, conforme reportado amplamente na literatura (USEPA, 2000). Nos wetlands W3 e W4 que utilizaram apenas brita a redução foi menor, mas ainda assim, bastante pronunciada, sendo da ordem de 87,4 e 89,4% para os W3 e W4, respectivamente. O W4 apresentou fluxo superficial e grande concentração de algas e sólidos totais e suspensos, os quais possivelmente facilitaram ainda mais o processo de colmatação do meio poroso, juntamente com a translocação de partículas de areia.

No caso dos sistemas W1 e W2, as reduções foram maiores ainda, sendo respectivamente 90,9 e 90,8%. Esses sistemas foram compostos por filtros

contendo solos argilosos, em W1 foi usado o LVd e em W2 o LVA. Uma vez que partículas de argila são colóides, de diâmetro bastante diminuto em relação aos sólidos no meio e principalmente em relação ao meio poroso, é possível que com a saturação tenha havido difusão de partículas de argila no meio, as quais, juntamente com os sólidos e a translocação de areia promoveram entupimento do meio poroso. De fato, foi observado após a coleta de amostras de solo coloração mais escura do efluente dos sistemas.

Considerando-se os resultados do IDM, observa-se que os sistemas apresentaram-se distantes do valor de 2,0, considerado como um valor que designa reatores de fluxo em pistão eficientes. Dentre os sistemas testados, aqueles que continham apenas um material filtrante se mostraram mais eficientes, apresentando IDM menores e, por conseguinte, maiores eficiências volumétricas.

Em relação ao W1 e W2, que apresentaram filtros de solo transversais ao fluxo, o comportamento foi diferente. Estes sistemas apresentaram IDM bem maiores que 2, o que indica que as condições de fluxo em pistão nestes sistemas foram menos eficientes. Em função dos solos serem argilosos e apresentarem diversas características físicas distintas da brita, como porosidade, condutividade hidráulica, tamanho médio de partícula, entre outros, é bastante provável que nesse ponto o sistema tenha apresentado caminhos preferenciais, ou seja, curtos circuitos. Alguns autores reportam que nesses casos, em que entupimentos ocorrem ou fluxos preferenciais se formam, é comum haver afloramento de líquido nos sistemas de escoamento subsuperficial (USEPA, 2000; VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008), o que, entretanto, não foi evidenciado em nenhum momento.

A eficiência volumétrica indica que o sistema é eficiente em utilizar todo o seu volume para fluxo de água, o que por sua vez, redundava em elevadas eficiências devido à ocorrência efetiva do fluxo em pistão. Os valores

encontrados aqui para os wetlands combinados testados sugerem que há algum grau de dispersão no meio e que o fluxo em pistão não ocorre em sua máxima eficiência. Borges et al (2009) reportaram eficiências superiores a 87%, comenta resultados de Person, Somes e Wong (1999) que afirma que eficiências volumétricas maiores que 75% indicam sistemas bem dimensionados, enquanto valores menores que 50% indicam sistemas com dimensionamento deficitário.

Devido às dimensões do sistema (1,20 x 0,50 m), a relação comprimento/largura (C/L) foi 2,4. Esse valor é considerado baixo para sistemas que são dimensionados para operar sob condições de fluxo em pistão. García et al. (2004) afirmam que sistemas com razão $C/L > 4$ apresentam, em geral, boas eficiências hidráulicas, as quais se correlacionam com a dispersão. É possível que devido à baixa razão C/L a eficiência hidráulica tenha sido menor. Tal condição favoreceria a dispersão nos sistemas wetlands combinados.

Entretanto, os resultados de número de dispersão (d) e do coeficiente de dispersão (D) indicam outro rumo. Na tabela 4 estão apresentados os valores d e D obtidos a partir dos resultados da curva de resposta do traçador.

Tabela 4 Números de dispersão (d) e coeficientes de dispersão (D) nos sistemas wetlands

	W1	W2	W3	W3
d	0,007	0,007	0,021	0,0058
D_1	$2,65 \times 10^{-9}$	$2,97 \times 10^{-9}$	$9,37 \times 10^{-9}$	$2,15 \times 10^{-9}$
D_2	$4,27 \times 10^{-8}$	$4,28 \times 10^{-8}$	$5,70 \times 10^{-8}$	$3,98 \times 10^{-8}$

d – número de dispersão; D_1 – coeficiente de dispersão ($D = d \cdot uL$); D_2 – Coeficiente de dispersão ($D = 1,01 \cdot v \cdot N_R^{0,875}$)

Observando-se os números de dispersão para cada sistema, é possível identificar que todos os sistemas apresentaram baixa dispersão ($d < 0,05$) conforme sugerido como valores práticos para classificação de sistemas de tratamento de águas residuárias em relação ao grau de dispersão axial

(METCALF; EDDY, 2003). Lourenço e Campos (2009) obtiveram d para reator UASB de 0,2675, classificando o sistema como disperso de grande intensidade. Semelhantemente, os valores de D obtidos pelas duas equações apresentaram valores semelhantes, indicando que a dispersão foi baixa. A redução do TDHr muito possivelmente devido à ocorrência de caminhos preferências e zonas mortas promoveram também redução na dispersão dos sistemas. Essa dispersão presente pode estar associada às condições estacionárias que se seguem após cessar a aplicação da água residuária. Internamente, sob condições de fluxo laminar, é muito provável que tenha ocorrido alguma dispersão axial, governada principalmente por processos advectivos e dispersivos (METCALF; EDDY, 2003). Comportamentos semelhantes foram reportados por García et al. (2004) e Borges et al. (2009).

Diante do exposto, parece que a presença de zonas mortas nas arestas do sistema e na rizosfera foram responsáveis pela baixa eficiência hidráulica dos wetlands, juntamente com a presença de caminhos preferenciais, promovendo curtos circuitos no sistema. Esses curtos circuitos tendem a diminuir a eficiência do processo de tratamento por afetar diretamente o tempo de detenção do líquido nos sistemas. O TDH é um dos parâmetros de maior importância na operação de sistemas de tratamento de águas residuárias, e, frequentemente, os valores teóricos não são atingidos, tendendo sempre a diminuir com o tempo (USEPA, 2000; KADLEC; WALLACE, 2008; VYMAZAL, 2011). Lourenço e Campos (2009) observaram concentrações do traçador já na primeira hora de monitoramento, o que evidencia a presença de caminhos preferenciais de escoamento.

Bischoff e McCracken (1966) afirmam que na realidade não existem zonas mortas, uma vez que mesmo em regiões completamente sem fluxo, o transporte de massa ocorrerá por difusão molecular. Frequentemente, tais regiões apresentam TDH's 5 – 10 vezes maiores que o restante do fluido em

outras partes do reator. Em termos práticos, tais espaços são considerados zonas mortas, e, portanto, representam volume perdido nos reatores. Reatores com tal comportamento apresentam em geral curvas de resposta com cauda longa, a qual corresponde ao fluido localizado nas zonas mortas.

Mesmo com todos os cuidados durante o dimensionamento, especialmente no que tange as tubulações de aplicação e coleta da água residuária, de forma uniforme em toda a seção de escoamento, aplicação de vazão dentro dos valores recomendados pela literatura especializada e autores experientes, o que foi evidenciado é que os sistemas apresentam ineficiências intrínsecas aos processos de tratamentos, devido a fatores como configuração dos sistemas, diminuição da condutividade hidráulica saturada, deposição de sólidos no meio poroso, afetando diretamente a seção de fluxo, e por sua vez, o tempo de contato dos poluentes com o meio. Ainda assim, os sistemas apresentaram eficiências satisfatórias na remoção de poluentes diversos, como apresentado nos capítulos referentes ao nitrogênio e suas formas e ao fósforo.

4 CONCLUSÕES

O SAC's combinados apresentaram baixa eficiência hidráulica e índices de dispersão de Morrill (IDM), distantes daqueles considerados ideais para ocorrência de fluxo em pistão de forma eficiente.

Entretanto, os números de dispersão (d) e os coeficientes de dispersão (D) indicaram baixa dispersão do traçador nos sistemas. Isso sugere que a presença de zonas mortas nas arestas dos SAC's bem como na rizosfera tenham contribuído para redução na eficiência hidráulica. Ademais, reduzidos valores de condutividade hidráulica saturada (K_o) apontam para translocação de areia para os poros da brita, o que juntamente com a deposição de sólidos e o crescimento das raízes contribuiu para a diminuição da seção de escoamento e, por conseguinte, do tempo de detenção hidráulica real (TDHr) nos sistemas, que variou entre foi 3,40 e 5,05 dias. Foram observadas reduções de até 90% do tempo de detenção hidráulica teórico (TDHt) em relação ao TDHr.

Apesar destas reduções, que na maior parte dos casos é difícil de ser evitada, os sistemas se apresentaram eficientes no que concerne a remoção de poluentes e redução e cargas poluidoras da água residuária da suinocultura. As plantas também contribuíram para a redução do TDHt, contudo, sua presença é de grande importância nos SAC's, uma vez que estes indivíduos estão diretamente ligados à remoção de nutrientes e outros poluentes por absorção, além de oferecerem condições para formação de biofilmes microbiológicos e, atuarem na difusão de oxigênio da atmosfera para o meio.

REFERÊNCIAS

ATLANTA REGIONAL COMMISSION. **Georgia stormwater management manual**. Atlanta, 2001. v. 2, 844 p.

BISCHOFF, K. B.; MCCRACKEN, E. A. Tracer tests in flow systems. **Industrial and Engineering Chemistry**, Washington, v. 58, n. 7, p. 18 - 31. July 1966.

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, abr./jun. 2009.

BRESENGHELLO, F.; MORAIS, O. P. de; CASTRO, E. da M. de. **Cultivares**. In: MACHADO, P. L. O. de A.; BIAVA, M. (Ed.). **Cultivo do arroz de terras altas no estado do Mato Grosso**. Embrapa Arroz e Feijão, 2006. (Sistemas de Produção, 7). Disponível em: <<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Arroz/ArrozTerrasAltasMatoGrosso/index.htm>>. Acesso em 10 jul. 2011.

COSTA, C.C. **Avaliação de sistema anaeróbio (RAC-UASB) no tratamento de água residuária de suinocultura e aplicação via fertirrigação, em feijão-vagem cultivado em ambiente protegido**. 2007. 174 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras. 2007.

COTHREN, G. M.; CHEN, S.; PARDUE, J. H. Investigation of subsurface flow constructed wetlands designs. **Public Works Management and Policy**, Thousand Oaks, v. 7, n. 1, p. 32-45, 2002.

DIERBERG, F. E.; DEBUSK, T. A. An evaluation of two tracers in surface-flow wetlands: rhodamine-WT and lithium. **Wetlands**, Lawrence, v. 25, n. 1, p. 8-25, 2005.

DRIZO, A. et al. Phosphate and ammonium distribution in a pilot-scale constructed wetland with horizontal subsurface flow using shale as a substrate. **Water Research**, Oxford, v. 34, p. 2483–2490, 2000.

GARCÍA, J. et al. Hydraulic behaviour of horizontal subsurface flow constructed wetlands with different aspect ratio and granular medium size. **Ecological Engineering**: the journal of ecotechnology, Oxford, v. 23, n. 3, p.177-187, 2004.

HODGSON, C. J.; PERKINS, J.; LABADZ, J. C. The use of microbial tracers to monitor seasonal variations in effluent retention in a constructed wetland. **Water Research**, Oxford, v. 38, n.18, p. 3833-3844, 2004.

HOEHN, E.; ROBERTS, P. V. Advection–dispersion interpretation of tracer observations in an aquifer. **Ground Water**, Dublin, v. 20, n. 4, p. 457-465, July 1982.

HOLLAND, J. F. et al. Effects of wetland depth and flow rate on residence time distribution characteristics. **Ecological Engineering**: the journal of ecotechnology, Oxford, v. 23, p. 189–203, 2004.

KADLEC, R. H. The inadequacy of first order treatment wetland models. **Ecological Engineering**: the journal of ecotechnology, Oxford, v. 15, p. 105–119, 2000.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment wetlands**. 2nd ed. Boca Raton: CRC, 2008.

KADLEC, R.H.; WALLACE, S. D.; VYMAZAL, J. **Treatment wetlands**. 2nd ed. Boca Raton: CRC Lewis, 2004. 800 p.

KEEFE, S. H. et al. Conservative and reactive solute transport in constructed wetlands. **Water Resources Research**, Washington, v. 40, 2004. Disponível em: <<http://www.agu.org/pubs/crossref/2004/2003WR002130.shtml>>. Acesso em: 10 jul. 2011.

LEVENSPIEL, O. **Engenharia das reações químicas**. São Paulo: POLI/USP, 1988. Cap.9, v. 2, p. 205-233.

LIMA, L. A. Notas de aula. **Prática 1** – Porosidade drenável e condutividade hidráulica. Disponível em:
<<http://www.lalima.com.br/lalima/arquivos/pratica1.pdf> >. Acesso em: 21 ago 2012.

LOURENÇO, A. M. P.; CAMPOS, C. M. M. Hydrodynamic behavior of a lab-scale upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB) operated with an adopted hydraulic retention time (HRT) of 12 hours. **Ciência Agrotecnologia**, Lavras, v. 33, n. 4, jul./ago. 2009. Disponível em:
<http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-70542009000400027&script=sci_arttext>. Acesso em: 10 jul. 2011.

LUTHIN, J. N. **Drainage engineering**. Malabar: R. Kreiger, 1978. 281 p.

MATANGUE, M. T. A. **Comportamento hidrodinâmico e cinético dos reatores anaeróbios compartimentado (RAC) e manta de lodo (UASB) operando em série**. 2011. 297 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

MCLNTYRE, B.D.; RIHA, S.J. Hydraulic conductivity and nitrogen removal in an artificial wetland system. **Journal Environmental of Quality**, Madison, v. 20, p. 259-263, 1991.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering treatment, disposal, reuse**. 4nd ed. New York: McGraw-Hill, 2003. 1334 p.

NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE. **Saturated hydraulic conductivity in relation to soil texture**. Disponível em:
<http://www.mo10.nrcs.usda.gov/references/guides/properties/sathydcond.html>. Acesso em: 22 ago. 2012.

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

QUIIANO-GUERTA, C.; KIRK, G. J. D.; Tolerance of rice germoplasm to salinity and other soil chemical stresses in tidal wetlands. **Field Crops Research**, Amsterdam, v. 76, p. 111-121, 2002.

SANFORD, W. E. et al. Hydraulic conductivity of gravel and sand as substrates in rock-reed filters. **Ecological Engineering: the journal of ecotechnology**, Oxford, v. 4, p. 321-336, 1995.

SHILTON, A. N.; PRASAD, J. N. Tracer studies of a gravel bed wetland. **Water Science and Technology**, Londres, v. 34, n. 3, p. 421-425, 1996.

SOARES, A. A. et al. 'BRSMG Curinga': cultivar de arroz para plantio em terras altas e várzeas. **Revista Ceres**, Viçosa, MG, v. 52, n. 304, p. 967-974, 2005.

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).

SU, T. M. et al. Optimal design for hydraulic efficiency performance of free-water-surface constructed wetlands. **Ecological Engineering: the journal of ecotechnology**, Oxford, v. 35, p. 1200–1207, 2009.

US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters**. 2000.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. **Environmental Science & Technology**, Easton, v. 45, n. 1, p. 61-69, 2011.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVA', L. **Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow**. Dordrecht: Springer, 2008. 566 p.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 380, n. 1-3, p. 48-65, July 2007.

WAHL, M. D. et al. Quantifying the hydraulic performance of treatment wetlands using the moment index. **Ecological Engineering: the journal of ecotechnology**, Oxford, v. 36, p. 1691–1699, 2010.

WERNER, T. M.; KADLEC, R. H. Wetland residence time distribution modeling. **Ecological Engineering**: the journal of ecotechnology, Oxford, v. 15, p. 77–90, 2000.

WILLIAMS, C. F.; NELSON, S. D. Comparison of Rhodamine-WT and bromide as a tracer for elucidating internal wetland flow dynamics. **Ecological Engineering**: the journal of ecotechnology, Oxford, v. 37, n. 10, p.1492-1498, Oct. 2011.

YOSHIDA, S. et al. Induction and selection of salt-tolerant mutant rices by tissue culture: recent progress at IRRI. In: THE INSTITUTE OF GENETICS. Academia Sinica. The International Rice Research Institute. **Cell and tissue culture techniques for cereal crop improvement**. Beijing: Science/ Manila: International Rice Research Institute, 1983. p. 237-254.