

GHEILA CORRÊA FERRES

**VARIABILIDADE DA CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA E DE FORMAS DO
NITROGÊNIO EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE
ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Viçosa,
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Agrícola, para obtenção
do título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2012

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

F386v
2012

Ferres, Gheila Corrêa, 1983-

Variabilidade da condutividade hidráulica e de formas do nitrogênio em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial / Gheila Corrêa Ferres. – Viçosa, MG, 2012.

xii, 62f. : il. (algumas col.) ; 29cm.

Orientador: Antonio Teixeira de Matos.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.
Inclui bibliografia.

1. Hidrodinâmica. 2. Alagadiços. 3. Águas residuais - Purificação. 4. Nitrogênio. 5. Materiais granulados - Permeabilidade. 6. *Cynodon* spp.
7. *Alternanthera philoxeroides*. I. Universidade Federal de Viçosa. II. Título.

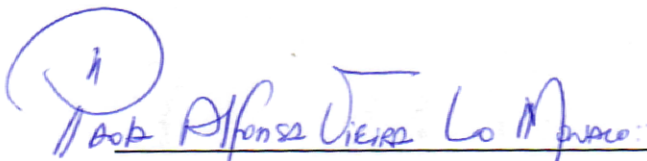
CDD 22. ed. 627.125

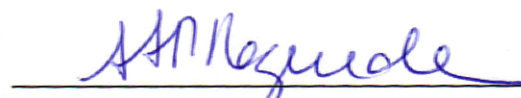
GHEILA CORRÊA FERRES

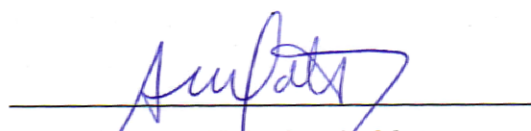
**VARIABILIDADE DA CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA E DE FORMAS DO
NITROGÊNIO EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE
ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Viçosa,
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Agrícola, para obtenção
do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 16 de fevereiro de 2012.


Paola Afonsa Vieira Lo Monaco


Ana Augusta Passos Rezende


Antonio Teixeira de Matos
(Orientador)

A Deus, por tudo.

*A meus Pais, Oivo e Sônia, e as minhas irmãs, Cynthia, Priscilla e Soyana,
pelo apoio e incentivo.*

Dedico

Ao Júlio, pelo amor, companheirismo e compreensão.

Ofereço

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida.

Aos meus pais, Oivo e Sônia, pelo amor, dedicação e apoio. Sem vocês essa conquista não seria possível. Obrigada por tudo!

A minhas irmãs, Cynthia, Priscilla e Soyana, pelo amor, carinho e amizade.

Ao Júlio, pelo amor, apoio e compreensão nos momentos difíceis. Muito obrigada!

A Universidade Federal de Viçosa e ao Departamento de Engenharia Agrícola, pelo apoio e infraestrutura.

Ao professor Antonio Teixeira de Matos, pela orientação, ensinamentos, apoio e por acreditar em meu trabalho.

Aos meus coorientadores, Alisson Carraro Borges e Mauro Aparecido Martinez, pela ajuda, sugestões e ensinamentos.

Aos professores, Paulo Roberto Cecon e Sérgio Zolnier, pela ajuda, conselhos e esclarecimentos.

A Fapemig, pela concessão da bolsa de estudos.

Aos componentes da banca, professoras Paola Afonsa Vieira Lo Monaco e Ana Augusta Passos Rezende, pelos conselhos e esclarecimentos.

Ao Simão, pelos ensinamentos e apoio no trabalho de laboratório.

Ao Rafael, Anny e Karinne, pela ajuda e dedicação no desenvolvimento e condução deste trabalho.

Aos amigos e colegas Paola, Júnior, Fabiana, Edson, Ivan, Juliana, Felipe (Seu Jorge) e Nilton, pela ajuda, compartilhamento das dúvidas e alegrias.

Aos funcionários do DEA: Danilo, José Galinari, Edna, Délio, Graça, Hamilton, José Mauro, Chicão, Rasária, Rafaela e Gil, pelo auxílio e agradável convivência.

Aos funcionários da Fazenda Água Limpa, pela ajuda.

Aos meus verdadeiros amigos, pelo convívio, amizade e pelos bons momentos.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho, os meus sinceros agradecimentos.

ÍNDICE

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS	vi
RESUMO	ix
ABSTRACT	xi
INTRODUÇÃO GERAL.....	1
REFERÊNCIAS	4
CAPÍTULO 1 – Condutividade hidráulica no meio suporte	6
1.1. INTRODUÇÃO	6
1.2. OBJETIVOS	13
1.3. MATERIAL E MÉTODOS.....	14
1.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	28
1.4.1. Caracterização das condições ambientes, evaporação e evapotranspiração nos SACs-EHSS	28
1.4.2. Avaliação da condutividade hidráulica no meio suporte dos SACs-EHSS	31
1.5. CONCLUSÕES	38
1.6. REFERÊNCIAS.....	39
CAPÍTULO 2 – Remoção de Nitrogênio	43
2.1. INTRODUÇÃO	43
2.2. OBJETIVO	45
2.3. MATERIAL E MÉTODOS.....	46
2.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	48
2.4.1. Desempenho agronômico das espécies cultivadas.....	48
2.4.2. Desempenho dos SACs-EHSS no que se refere à remoção de nitrogênio.....	51
2.5. CONCLUSÕES	57
2.6. REFERÊNCIAS.....	58
CONCLUSÕES GERAIS	62

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

A	Área da seção transversal do piezômetro
ARS	Água residuária de suinocultura
ARS _A	ARS afluyente aos SAC-EHSS
ARS _E	ARS efluente aos SAC-EHSS
A _s	Área da seção transversal do leito ocupada pela água residuária
B	Bombas dosadoras
CE	Condutividade elétrica
CU	Coeficiente de uniformidade
CV	Coeficiente de variação
D	Diâmetro da partícula
d	Diâmetro interno do piezômetro
D	Distância da base do piezômetro ao nível d'água estável
D ₁₀	diâmetro correspondente a 10% do material que passa, tomado na curva granulométrica
D ₆₀	diâmetro correspondente a 60% do material que passa, tomado na curva granulométrica
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
dh/ds	Gradiente hidráulico
DQO	Demanda química de oxigênio
F	Fator forma, associado à geometria do piezômetro
g	Aceleração da gravidade
GL	Grau de liberdade
h	Altura do nível de água dentro do tubo no tempo t
h ₀	Altura inicial de água dentro do tubo
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
K	Potássio total
K _s	Condutividade hidráulica em meio saturado
K _{s20}	Condutividade hidráulica em meio saturado com líquido mantido sob temperatura-padrão de 20 °C
K _{se}	Condutividade hidráulica em meio saturado experimental
L	Altura do piezômetro submerso

MS	Massa seca a 65 °C
N ₂	Nitrogênio gasoso
N ₂ O	Óxido nitroso
NA	Nível d'água
Na	Sódio total
NH ₃	Amônia
NH ₄ ⁺	Amônio
N-NH ₄ ⁺	Nitrogênio na forma de amônio
N-NO ₃ ⁻	Nitrogênio na forma de nitrato
N-NT	Nitrogênio na forma de nitrogênio total
NO ₂ ⁻	Nitrito
NO ₃ ⁻	Nitrato
ns	Não significativo
NT	Nitrogênio total
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
P	Fósforo total
P1	Referente ao tratamento: SACs-EHSS cultivados com capim tifton 85 (<i>Cynodon</i> spp.)
P2	Referente ao tratamento: SACs-EHSS cultivados com alternanthera (<i>Alternanthera philoxeroides</i>)
pH	Potencial hidrogeniônico
PMS	Produtividade de massa seca
q	Fluxo da água em solo saturado
Q _A	Vazão média afluente aos SACs-EHSS
Q _E	Vazão média efluente aos SACs-EHSS
R	Raio interno do piezômetro
R.G.	Reservatórios graduados
R ²	Coeficiente de determinação
SAC	Sistemas alagados construídos
SAC-EHSS	Sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial
SAC-ES	Sistemas alagados construídos de escoamento horizontal superficial
SAC-EV	Sistemas alagados construídos de escoamento vertical

SAC-EHSS 1	SAC-EHSS que não foi cultivado com qualquer espécie vegetal (controle)
SAC-EHSS 2	SAC-EHSS que foi cultivado com capim tifton 85 (<i>Cynodon</i> spp.)
SAC-EHSS 3	SAC-EHSS que foi cultivado com alternanthera (<i>Alternanthera philoxeroides</i>)
SAC-EHSS 4	SAC-EHSS que não foi cultivado com qualquer espécie vegetal (controle)
SAC-EHSS 5	SAC-EHSS que foi cultivado com capim tifton 85 (<i>Cynodon</i> spp.)
SAC-EHSS 6	SAC-EHSS que foi cultivado com alternanthera (<i>Alternanthera philoxeroides</i>)
SST	Sólidos suspensos totais
SV	Referente ao tratamento: SACs-EHSS sem vegetação (controle)
t	Tempo correspondente à altura do nível d'água h
t ₀	Tempo correspondente à altura do nível d'água inicial h ₀
t ₃₇	Tempo de retardo básico
TCO	Taxa de carregamento orgânico
TDH	Tempo de detenção hidráulico
Δ	Estimativa da perda de água por evaporação ou evapotranspiração nos SACs-EHSS
ε	Porosidade
η ₂₀	Viscosidade dinâmica da água sob temperatura de 20 °C
η _e	Viscosidade dinâmica da água sob temperatura ambiente
μ	Viscosidade da água
ρ	Massa específica da água
*	Significativo a 5% de probabilidade, pelo teste F
***	Significativo a 10% de probabilidade, pelo teste F

RESUMO

FERRES, Gheila Corrêa, M. Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2012. **Variabilidade da condutividade hidráulica e de formas do nitrogênio em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial.** Orientador: Antonio Teixeira de Matos. Coorientadores: Alisson Carraro Borges e Mauro Aparecido Martinez.

Os sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS) são sistemas utilizados no tratamento de águas residuárias. Com a realização deste estudo, objetivou-se avaliar possíveis alterações nas condições hidrodinâmicas, via análise da condutividade hidráulica, e nas formas do nitrogênio em SACs-EHSS. Para possibilitar este estudo, foram instalados seis SACs-EHSS, nas dimensões de 0,6 m x 0,5 m x 2,0 m de altura, largura e comprimento, respectivamente, sem declividade de fundo, preenchidos com brita zero e mantidos em casa de vegetação, para se efetuar o tratamento de água residuária de suinocultura (ARS). Os SAC-EHSS1 e SAC-EHSS4 não foram cultivados com qualquer espécie vegetal (controle), os SAC-EHSS2 e SAC-EHSS5 foram cultivados com capim tifton 85 (*Cynodon spp.*) e os SAC-EHSS-EHSS3 e SAC-EHSS6 cultivados com alternanthera (*Alternanthera philoxeroides*). Durante o período experimental foram coletadas seis amostras do afluente (ARS_A) e do efluente (ARS_E) de cada SAC-EHSS. Realizaram-se, também, cinco testes de condutividade hidráulica, ao longo do sistema e ao longo do tempo, a fim de se avaliar os efeitos da vegetação, posição e tempo sobre esta variável. A título de comparação, determinou-se a condutividade hidráulica em um SACs-EHSS preenchido com brita e submetido a escoamento de água limpa. Em todos os SACs-EHSS foi aplicada, em média, uma taxa de carregamento orgânico de $411 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e vazão média de $0,069 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, sendo o tempo de detenção hidráulica igual a 3,6 d. O período de monitoramento foi de 63 dias. Ao final do experimento, foi feito um corte das plantas e determinada a produtividade de matéria seca. A análise de variância dos dados de condutividade hidráulica demonstrou que apenas a interação dos efeitos posição e vegetação foi significativa, em nível de 10 % de probabilidade. Os valores de condutividade hidráulica para os terços variaram de 1.392 m d^{-1} a

2.834 m d⁻¹, sendo que as diferenças entre os terços dos SACs-EHSS ocorreram, basicamente, entre os vegetados e não vegetados, pelo teste Tukey, em nível de 10% de probabilidade. Todos os SACs-EHSS apresentaram condutividade hidráulica média inferior à obtida na brita limpa, que foi de 2.680 m d⁻¹. A produtividade de matéria seca nos terços do leito variou de 6,0 a 9,8 t ha⁻¹, nos SACs-EHSS cultivados com tifton 85 e alternanthera, em um período de 60 dias de cultivo. A eficiência na remoção de nitrogênio total (NT) e amônio (N-NH₄⁺) foram consideradas baixas, variando de 8 a 15% e 3 a 13%, respectivamente. A eficiência de remoção de nitrato (N-NO₃⁻) variou de 45 a 53%. Em todos os casos, os SACs-EHSS cultivados apresentaram maior eficiência na remoção de nitrogênio. Os SACs-EHSS não proporcionaram condições que favorecessem a ocorrência de nitrificação/desnitrificação.

ABSTRACT

FERRES, Gheila Corrêa, M. Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2012. **Variability of hydraulic conductivity and forms of nitrogen in constructed wetland systems of horizontal subsurface flow.** Adviser: Antonio Teixeira de Matos. Coauthors: Alisson Carraro Borges and Mauro Aparecido Martinez.

Constructed wetland systems of horizontal subsurface flow (CW-SSHF) are systems used in wastewater treatment. The objective of the present study was to assess possible changes in hydrodynamic conditions, through analysis of hydraulic conductivity and forms of nitrogen in CW-SSHF. In this study, six CW-SSHF were installed with dimensions of 0.6 m x 0.5 m x 2.0 m in height, width and length, respectively, with no bottom slope, filled with pea gravel and maintained in a greenhouse for the treatment of swine wastewater (ARS). CW-SSHF1 and CW-SSHF4 were not cultivated with any plant species (control), while CW-SSHF2 and CW-SSHF5 were planted with Tifton 85 (*Cynodon* spp.), and CW-SSHF3 and CW-SSHF6 were planted with Alligator weed (*Alternanthera philoxeroides*). During the experimental period six samples were collected of the influent (ARS_A) and effluent (ARS_E) of each CW-SSHF. Five hydraulic conductivity tests were also conducted along the length of the systems as a function of time, in order to evaluate the effects of vegetation, position and time on this variable. For comparison, hydraulic conductivity was determined in one CW-SSHF filled with pea gravel and submitted to flow of clean water. In all CW-SSHF an average organic loading rate of 411 kg ha⁻¹ d⁻¹ was applied with average flow of 0.069 m³ d⁻¹, where the hydraulic retention time was equal to 3.6 d. The monitoring period was 63 days. At the end of the experiment, the plants were cut and the dry material yield was determined. The analysis of variance of hydraulic conductivity showed that only the interaction of position and vegetation effects was significant at the level of 10% probability. Hydraulic conductivity values in the thirds ranged from 1,392 m d⁻¹ to 2,834 m d⁻¹, where the differences between thirds of the CW-SSHF primarily occurred between the planted and non-planted systems by the Tukey test level 10% probability. All CW-SSHF presented average hydraulic conductivity values less than those obtained the

system with clean water, which was 2680 m d^{-1} . Dry matter yields in the different thirds of the bed ranged from 6.0 to 9.8 t ha^{-1} in the CW-SSHFs planted with Tifton 85 and Alligator weed during the growth period of 60 days. The removal efficiency of total nitrogen (NT) and ammonium (N-NH_4^+) was considered low, ranging from 8 to 15% and 3 to 13%, respectively. Nitrate (N-NO_3^-) removal efficiency ranged from 45 to 53%. In all cases, the cultivated CW-SSHFs showed higher efficiency for nitrogen removal. The CW-SSHFs did not provide conditions which favored the occurrence of nitrification/denitrification.

INTRODUÇÃO GERAL

Os Sistemas Alagados Construídos (SACs) são utilizados no tratamento de águas residuárias e que consistem em lagoas ou canais, nos quais são cultivadas macrófitas (plantas adaptadas à ambientes alagados). Neste tipo de sistema, o tratamento ocorre por processos físicos, químicos e biológicos, utilizando o sistema solo-planta-microrganismos e a radiação solar como reatores para depuração da água residuária (MATOS et al., 2008; USEPA, 2000).

Este tipo de tratamento apresenta como vantagens o reduzido custo de operação, pouca necessidade de mecanização do processo, baixa exigência de manutenção, além de fácil operação (BRASIL et al., 2007; VALENTIM, 2003). Os SACs são projetados para utilizar espécies vegetais tolerantes ao alagamento, cultivadas em substrato como solo, areia, brita ou cascalho, além de microrganismos associados a estes elementos e que são os principais responsáveis pela remoção dos contaminantes orgânicos da água residuária (FIA, 2009; MATOS et al., 2010).

A ideia de fazer a água fluir através do meio poroso parece simples, porém inúmeras dificuldades surgem na prática. Um dos grandes problemas apresentados em SACs de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS) é o aumento na colmatação (redução da porosidade) do meio filtrante, principalmente nos primeiros metros do sistema, podendo gerar escoamento superficial indesejado (KNOWLES et al., 2011; PAOLI, 2010; TANNER et al., 1998).

De acordo com Kadlec & Wallace (2008), a colmatação em SACs-EHSS ocorre por meio de cinco mecanismos que se estabelecem, de forma mais contundente, no início dos leitos: retenção e acúmulo de sólidos suspensos inertes (minerais) e material orgânico de difícil degradação biológica; deposição de precipitados químicos; crescimento de biofilme; e desenvolvimento das raízes das plantas.

O surgimento de escoamento superficial, geralmente, ocorre quando aumenta a resistência ao escoamento pelos interstícios do meio suporte. Com isso, são criadas condições favoráveis à emissão de maus odores e proliferação de moscas, riscos à saúde humana e de animais que possam vir

a ter contato com a água residuária exposta, além de diminuir o tempo de detenção hidráulica (TDH) e a eficiência do sistema na remoção de poluentes (USEPA, 2000).

Além da colmatação do meio filtrante, o inapropriado desempenho hidráulico do sistema também se constitui em uma das principais causas da ocorrência de escoamento superficial (KADLEC; WALLACE, 2008). Brasil e Matos (2008) citam ainda, a ocorrência de chuvas, que podem provocar elevação temporária do nível da água, alterando o comportamento hidráulico do sistema.

Estudos em escala real e experimental têm mostrado que SACs-EHSS apresentam grande capacidade de redução de poluentes, obtendo-se bons resultados no tratamento de águas residuárias. Esses mecanismos de remoção podem ser mais efetivos quando os SACs-EHSS são projetados e operados de forma a se otimizar a interação entre o meio suporte, as plantas, os microrganismos e a atmosfera com o efluente a ser tratado.

Sabe-se que o nitrogênio sofre muitas transformações, quando do tratamento de águas residuárias em SACs-EHSS, dependendo das condições do meio. O nitrogênio orgânico, que pode estar nas formas particulada ou solúvel, pode ser convertido a amônio (NH_4^+) e, posteriormente, na presença de oxigênio, a nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-), processo denominado nitrificação. Por meio da desnitrificação, processo que ocorre em ambientes anaeróbios, o nitrato é transformado em gases, como o nitrogênio gasoso (N_2) e o óxido nitroso (N_2O) (FREITAS, 2006; USEPA, 2000; Von SPERLING, 1996). O nitrogênio amoniacal pode ser encontrado na forma não ionizada (NH_3) ou na forma ionizada (NH_4^+), dependendo do pH e da temperatura do meio (USEPA, 2000). As plantas podem absorver o nitrogênio tanto na forma de nitrato como amônio.

Além desses processos, o nitrogênio pode sofrer volatilização, fixação biológica, amonificação do nitrato e oxidação anaeróbia do amônio (processo denominado ANAMMOX). Segundo Vymazal & Kröpfelová (2008), em um pH de 9,3 a proporção entre amônio (NH_4^+) e amônia (NH_3) é de 1:1 e as perdas por volatilização tornam-se significativas. Na fixação biológica, o nitrogênio gasoso (N_2) é transformado em amônia (NH_3) e solubilizado na água. Na amonificação do nitrato, em ambientes anaeróbios, ocorre a

transformação do NO_3^- em NH_4^+ . Em ambientes anaeróbios, o amônio (NH_4^+) também pode ser oxidado diretamente a nitrogênio gasoso (N_2), sendo o nitrito (NO_2^-) o aceptor de elétrons (ANAMMOX) (STROUS et al., 1998; VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008).

Diante do exposto, maior entendimento da dinâmica do processo de entupimento dos poros e da dinâmica do nitrogênio no meio é fundamental para adequar e otimizar a operação de SACs-EHSS. Dessa forma, com a realização deste estudo, objetivou-se avaliar possíveis alterações nas condições hidrodinâmicas e nas formas do nitrogênio em SACs-EHSS.

REFERÊNCIAS

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

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

FIA, F.R.L. **Modelos de remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados construídos**. Viçosa: UFV, 2009. 146p. Tese de Doutorado.

FREITAS, W.S. Desempenho se sistemas alagados construídos, cultivados com diferentes espécies vegetais, no tratamento de águas residuárias da suinocultura. Viçosa: DEA/UFV, 2006. Tese de doutorado.

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

KNOWLES, P.; DOTRO, G.; NIVALA, J.; GARCÍA, J. Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Occurrence and contributing factors. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 99-112 2011.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; BORGES, A. C.; MATOS, M. P. Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.15, n.1, p.83-92, 2010.

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

PAOLI, A.C.DE. **Análise de desempenho e comportamento de wetlands horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos**. Belo Horizonte: UFMG, 2010. 144p. Dissertação de Mestrado.

STROUS, M.; HEIJNEN, J.J.; JETTEN, M.S.M. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic

ammonium-oxidizing microorganisms. **Applied microbiology and Biotechnology**, v. 50, p. 589-596, 1998.

TANNER, C.C.; SUKIAS, J.P.S.; UPSDELL, M.P. Organic matter accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewater. **Water Research**, v. 32, n. 10, p. 3046-3054, 1998.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Manual: Constructed wetlands treatment of municipal wastewater**. Cincinnati, Ohio: Usepa, Office of Research and Development, 2000. (EPA/625/R-99/010). Disponível em: <http://www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/Design_Manual2000.pdf>. Acesso em: 15 set. 2011.

VALENTIM, M.A.A. **Desempenho de leitos cultivados (“constructed wetlands”) para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação**. Campinas: FEAGRI-UNICAMP, 2003. 210p. Tese de Doutorado.

von SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996. 211p. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.2.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. **Wastewater treatment in Constructed Wetlands with horizontal Sub-Surface Flow**. Dordrecht, Netherlands: Springer, 2008. 566 p. Environmental Pollution, v. 14.

CAPÍTULO 1 – Condutividade hidráulica no meio suporte

1.1. INTRODUÇÃO

O tratamento de águas residuárias em sistemas alagados construídos (SACs) reproduz, de certa maneira, os processos naturais que ocorrem em ambientes alagados, diferindo, contudo, na introdução de tecnologia com a qual se objetiva fazer com que o processo de depuração se desenvolva em condições controladas e seja otimizado (FREITAS, 2006).

Os SACs podem ser classificados em três tipos, conforme a forma de escoamento da água residuária: superficial horizontal (SAC-ES), subsuperficial horizontal (SAC-EHSS) ou vertical (SAC-EV). No presente estudo, a sigla SAC refere-se aos sistemas de escoamento horizontal subsuperficial.

Nos SACs-EHSS, a água residuária escoava abaixo da superfície, no sentido horizontal, por entre um meio poroso (leito) cultivado (KADLEC; WALLACE, 2008). Nesses sistemas, geralmente, a remoção dos poluentes ocorre por mecanismos físicos, químicos e biológicos, incluindo-se processos de sedimentação, filtração, absorção, precipitação e adsorção química, interações microbianas, extração pelas plantas, volatilização e complexação (BRASIL, 2005; KADLEC; WALLACE, 2008; MATOS et al., 2010).

Ao longo do tempo, muitas transformações ocorrem no interior do leito de um SAC-EHSS em funcionamento, modificando suas condições hidrodinâmicas, notadamente devido ao entupimento, e consequente colmatação do meio poroso. Segundo KADLEC & WALLACE (2008), aparentemente, existem duas etapas distintas na colmatação: a primeira, de ocorrência em curto prazo, relacionada ao desenvolvimento de raízes das plantas e à biomassa formada essencialmente no início do leito; a segunda, de ocorrência em longo prazo, relacionada à deposição de sólidos suspensos minerais, acumulação de material de caráter refratário e formação de precipitados químicos insolúveis. Em ambos os casos, resultando em redução da condutividade hidráulica ao longo do tempo.

O entupimento dos poros de SACs-EHSS por raízes e rizomas de plantas é, ainda, objeto de controvérsias entre autores, tendo em vista que alguns consideram que esses órgãos das plantas promovem um empolamento ou suspensão do material suporte de forma que criam espaços porosos que equivalham ou superem o anteriormente existente.

A retenção de sólidos suspensos no leito dos SACs-EHSS promove a oclusão dos espaços intersticiais, concorrendo para que haja decréscimo na condutividade hidráulica durante a operação do sistema. Assim, uma vez que o sistema entra em funcionamento, os valores de condutividade hidráulica referentes ao leito “limpo” não se mantêm (KADLEC; WALLACE, 2008; TANNER et al., 1998). O acúmulo de lodo ao longo do tempo de operação do sistema, principalmente no início deste, provoca perda de carga no substrato, diminuindo a condutividade hidráulica, que não sendo suficiente para o escoamento projetado, pode levar ao escoamento superficial indesejado (VYMAZAL & KRÖPFELOVÁ, 2008).

Como a região inicial dos SACs-EHSS age como um filtro, removendo expressiva parte dos sólidos suspensos, concorre para que haja maior acúmulo de sólidos nesta parte do leito, sendo este um dos motivos de redução da sua macroporosidade (HOFFMANN, 2011). Assim, a variação na condutividade hidráulica do meio suporte ocorrerá não apenas com o tempo, mas também com a posição no SAC-EHSS (BRASIL et al., 2008; USEPA, 2000).

Knowles et al. (2010a), utilizando um permeâmetro de carga constante, *in situ*, evidenciaram variação na condutividade hidráulica em SACs, tendo sido detectados os menores valores na entrada do sistema e nas camadas superiores do leito, onde há maior presença de biofilme e acúmulo de restos vegetais. Knowles et al. (2011) citam vários autores que mediram a condutividade hidráulica em SACs-EHSS, obtendo valores da zona de entrada pelo menos uma ordem de magnitude inferior aos valores da zona de saída dos sistemas.

A condutividade hidráulica no leito dos SACs-EHSS é difícil de ser medida, já que é influenciada por fatores de difícil controle, tal como a ocorrência de escoamento superficial preferencial, além de curto circuito e obstrução da porosidade, este último em consequência de variações de

crescimento e degradação de raízes e acumulação/degradação de resíduos sólidos nos SACs-EHSS (USEPA, 2000).

Em estudos de dinâmica da água em meios porosos, a primeira equação para a determinação do movimento da água no solo foi introduzida, no ano de 1856, pelo engenheiro hidráulico Henry Darcy, que trabalhou com colunas de areia saturadas com água (CARVALHO, 2002; TODD, 1967). Após uma série de experimentos, ele chegou empiricamente à seguinte relação (Equação 1.1):

$$q = K_s \cdot \frac{dh}{ds} \quad (\text{Eq. 1.1})$$

em que,

q = fluxo da água em solo saturado ($\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$);

K_s = condutividade hidráulica em meio saturado (m d^{-1});

dh/ds = gradiente hidráulico (m m^{-1}).

A equação de Darcy, válida para um fluido incompressível sob condições isotérmicas e escoamento ocorrendo em condição laminar, é conhecida como *Lei de Darcy*, e estabelece que o fluxo de água em meios porosos saturados é proporcional ao seu gradiente hidráulico, sendo a constante de proporcionalidade representada pela condutividade hidráulica (CARVALHO, 2002; TODD, 1967).

De acordo com Kadlec & Wallace (2008), a condutividade hidráulica em um meio poroso depende das seguintes características:

- Diâmetro médio das partículas;
- Distribuição do tamanho das partículas;
- Forma das partículas;
- Porosidade do meio;
- Arranjo das partículas.

Segundo esses mesmos autores, a condutividade hidráulica em sistemas porosos pode ser descrita pela Equação 1.2, sendo os valores de condutividade extremamente sensíveis à porosidade, devendo diminuir cerca de dez vezes se um terço dos poros do leito for obstruído.

$$K_s = \frac{\rho \cdot g \cdot \varepsilon^3 \cdot D^2}{150 \cdot (1 - \varepsilon)^2 \cdot \mu} \quad (\text{Eq. 1.2})$$

em que,

K_s = condutividade hidráulica em meio saturado (m d^{-1});

ρ = massa específica da água (kg m^{-3});

g = aceleração da gravidade (m d^{-2});

ε = porosidade (adimensional);

D = diâmetro da partícula (m);

μ = viscosidade da água ($\text{kg m}^{-1} \text{d}^{-1}$).

Para determinação da condutividade hidráulica ou permeabilidade de um meio poroso podem ser realizados ensaios em laboratório ou ensaios em campo. Dentre os métodos mais utilizados em laboratório destacam-se os dos permeômetros de carga constante e carga variável. Nos métodos de campo geralmente se utilizam piezômetros ou furos de trado.

Brasil e Matos (2008) determinaram os valores de condutividade hidráulica saturada nos SACs-EHSS em operação pelo método direto, aplicando efluente primário do tanque séptico, controlando a vazão afluente e efluente ao sistema, de modo a coincidir o gradiente da linha d'água com o gradiente do fundo. O cálculo foi feito utilizando diretamente a equação de Darcy (Equação 1.3).

$$K_s = \frac{Q_E}{A_s \cdot (dh/ds)} \quad (\text{Eq. 1.3})$$

em que,

K_s = condutividade hidráulica em meio saturado (m d^{-1});

Q_E = vazão efluente ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$);

A_s = área da seção transversal do leito ocupada pela água residuária (m^2);

dh/ds = gradiente hidráulico (m m^{-1}).

Dentre os testes que podem ser realizados *in situ*, há também o método de Hvorslev (Equação 1.4), o qual foi descrito pela primeira vez por

Hvorslev (1951). Este ensaio foi desenvolvido para determinação da permeabilidade do solo, e consiste na instalação de um piezômetro, de dimensões e profundidade conhecidas, podendo ser realizado com a adição ou remoção de água no piezômetro, sendo a variação do nível d'água registrada em intervalos de tempo.

$$K_s = \frac{A}{F \cdot (t - t_0)} \cdot \ln\left(\frac{h_0}{h}\right) \quad (\text{Eq. 1.4})$$

em que,

K_s = condutividade hidráulica em meio saturado (m s^{-1});

A = área da seção transversal do piezômetro (m^2);

t_0 = tempo correspondente à altura do nível d'água inicial h_0 (s);

t = tempo correspondente à altura do nível d'água h (s);

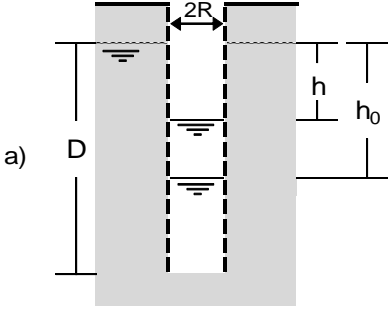
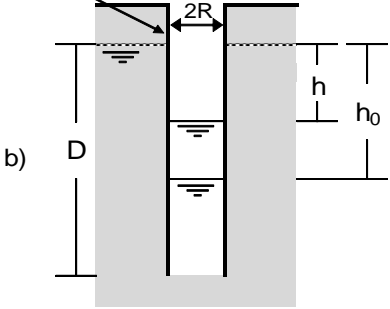
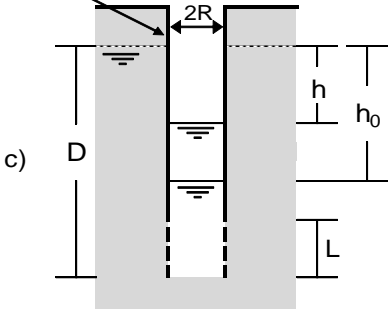
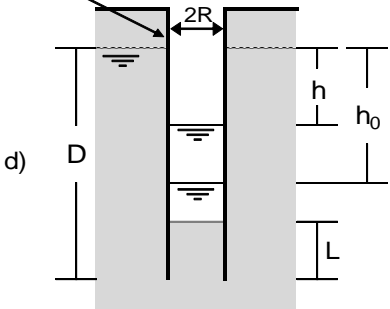
h_0 = altura inicial de água dentro do tubo (m);

h = altura do nível de água dentro do tubo no tempo t (m).

F = fator forma, associado à geometria do piezômetro.

Hvorslev (1951), citado por Fetter (1994), descreveu várias equações, as quais são soluções analíticas aplicadas a diferentes geometrias dos piezômetros e condições do aquífero. No Quadro 1.1 são apresentadas algumas dessas geometrias.

Quadro 1.1. Geometria dos piezômetros e seus respectivos fatores de forma e equações para o cálculo da condutividade hidráulica em meio saturado (K_s)

Diagrama	Fator forma (F)	Equação para " K_s "
 <p>a)</p>	$F = 16\pi DSR$	$K_s = \frac{R}{16DS} \cdot \frac{h - h_0}{t - t_0}$ <p>Para $\frac{D}{R} < 50$</p>
 <p>b)</p>	$F = \frac{11R}{2}$	$K_s = \frac{2\pi R}{11(t - t_0)} \cdot \ln\left(\frac{h_0}{h}\right)$ <p>Para $6'' < D < 60''$</p>
 <p>c)</p>	$F = \frac{2\pi L}{\ln\left(\frac{L}{R}\right)}$	$K_s = \frac{R^2}{2L(t - t_0)} \cdot \ln\left(\frac{L}{R}\right) \cdot \ln\left(\frac{h_0}{h}\right)$ <p>Para $\frac{L}{R} > 8$</p>
 <p>d)</p>	$F = \frac{11\pi R^2}{2\pi R + 11L}$	$K_s = \frac{2\pi R + 11L}{11(t - t_0)} \cdot \ln\left(\frac{h_0}{h}\right)$

Fonte: NAVFAC (1986), adaptado.

Caselles-Osorio e Garcia (2006); Caselles-Osorio et al. (2007); Pedescoll et al. (2009) e Paoli (2010) utilizaram o teste de Hvorslev de carga variável descendente ou falling head test (caso “c” do Quadro 1.1) para determinação da permeabilidade em SACs-EHSS. A condutividade hidráulica foi estimada por meio da Equação 1.5, que é obtida pela combinação do princípio da conservação de massa e da lei de Darcy (NAVFAC, 1986).

$$K_s = \frac{d^2 \cdot \ln.(2L/d)}{8.L.t} \cdot \ln \frac{h_0}{h} \quad (\text{Eq. 1.5})$$

em que,

d = diâmetro interno do piezômetro (m);

L = altura do piezômetro submerso (m);

t = tempo correspondente à altura do nível d'água h (s);

Para a correta aplicação da Equação 1.5 a relação $L/d > 4$ deve ser obedecida (FETTER, 1994). Na Figura 1.1 está esquematizado o teste, para a referida equação, quando realizado no solo (Figura 1.1a) e quando realizado em SACs-EHSS (Figura 1.1b).

Considera-se importante ressaltar que estudos sobre o processo de colmatação só tem sido amplamente relatados na literatura científica nos últimos anos, assim, medições *in situ* ainda são tecnologias em fase de desenvolvimento. Estudos relativos à técnicas de determinação da condutividade hidráulica em SACs-EHSS são urgentes, tendo em vista que o monitoramento das condições hidrodinâmicas é fundamental para a compreensão o controle da colmatação, possibilitando, assim, aprimoramento operacional e disseminação da técnica nesses sistemas.

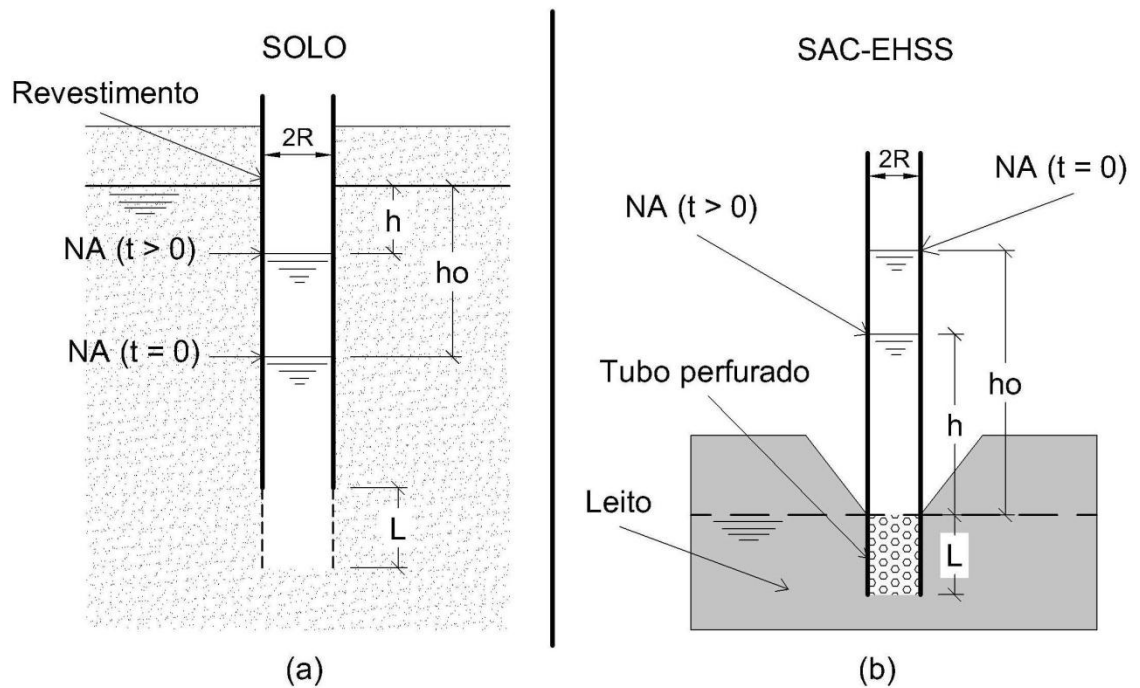


Figura 1.1. Desenho esquemático demonstrando o método de Hvorslev: (a) quando utilizado no solo e, (b) quando adaptado em SACs-EHSS.

1.2. OBJETIVOS

Neste trabalho, objetivou-se estudar o comportamento hidrodinâmico de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial, via análise da condutividade hidráulica no meio, obtida ao longo dos SACs-EHSS e do período de aplicação da água residuária.

1.3. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido na Área Experimental de Armazenamento e Processamento de Produtos Agrícolas, do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa, Minas Gerais, com coordenadas geográficas de 20° 45' de latitude sul, 42° 45' de longitude oeste, e 650 m de altitude.

O experimento foi constituído por seis sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS), mantidos em casa de vegetação, para se efetuar o tratamento de água residuária de suinocultura (ARS).

A casa de vegetação possui 12 m de comprimento por 8 m de largura, pé-direito de 2,5 m e janelas ao longo de uma das laterais. Estas janelas foram mantidas abertas durante o período diurno, para evitar o aumento excessivo da temperatura no interior da mesma.

Os SACs-EHSS foram constituídos por caixas de fibra de vidro, em escala piloto, nas dimensões de 0,6 m x 0,5 m x 2,0 m de altura, largura e comprimento, respectivamente, assentados sobre o solo, sem declividade de fundo. Como meio suporte foi utilizada brita zero ($D_{60} = 9,1$ mm, coeficiente de uniformidade – $CU D_{60}/D_{10} = 3,1$ e volume de vazios inicial de $0,398 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$), com a qual se preencheu os SACs-EHSS até a altura de 0,55 m, deixando uma borda livre de 0,05 m (o nível d'água foi mantido a 0,05 m abaixo da superfície do material suporte). Na saída de cada unidade experimental foi instalado um sistema de drenagem composto por um tubo de PVC de 32 mm de diâmetro, que ocupava toda a largura do leito, com furos de aproximadamente 5 mm. A esses sistemas de drenagem foram conectados tubos de descarga e controle de nível conduzindo o efluente a reservatórios graduados. Para a realização de testes de condutividade hidráulica foram instalados tubos de PVC com 75 mm de diâmetro e 0,50 m de comprimento, cravados no centro de cada terço dos SAC-EHSS (Figura 1.2).

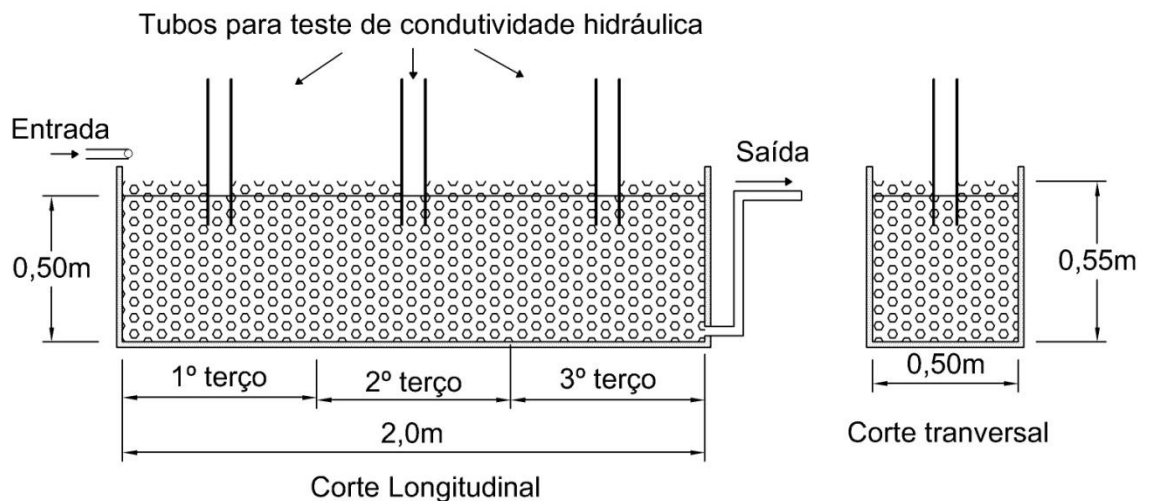


Figura 1.2. Desenho esquemático do SAC-EHSS.

Após o preenchimento dos SACs-EHSS com o material suporte, foi feita a lavagem deste para retirada de material fino (pó de pedra).

A ARS utilizada no experimento foi oriunda de uma suinocultura pertencente à Fazenda Água Limpa, propriedade particular, localizada no bairro Novo Paraíso, zona rural do município de Viçosa, Minas Gerais, com rebanho de aproximadamente 70 matrizes, com produção diária em torno de 15 m³ de ARS. Por haver abundância de água na fazenda, o consumo deste recurso era elevado, gerando um gasto de aproximadamente 21 m³ cab⁻¹ d⁻¹ de água.

A limpeza das baias era feita diariamente, pela manhã. A água da lavagem das baias era conduzida, por gravidade, para um desarenador seguido de um tanque de alvenaria com dimensões de 1,40 m x 3,8 m x 11,85 m (Figura 1.3a). A partir deste tanque, a ARS era bombeada, passando por uma peneira e uma caixa de gordura (Figura 1.3b e Figura 1.3c, respectivamente), seguindo, então, para um reservatório tipo pipa (capacidade de 2000 L) e conduzida, duas vezes por semana, com o auxílio de um trator, para o local do experimento, na UFV.



Figura 1.3. (a) Tanque de retenção da ARS, (b) peneira e (c) caixa de gordura (RAMOS, 2011).

Do reservatório pipa, a ARS era transferida para um reservatório temporário (2000 L) de onde era bombeada, diariamente, para caixas de polietileno com capacidade de 320 L, seguindo para tanques de equalização e, posteriormente, distribuídas para os SACs-EHSS, com auxílio de bombas peristálticas dosadoras a solenóide, da marca ProMinent® CONCEPT (vazão na faixa de $0,7 \text{ L h}^{-1}$ a 23 L h^{-1}), e mangueiras de PVC (Figura 1.4).

As variações nas principais características da ARS, ao longo de todo período experimental, estão apresentadas na Tabela 1.1.

Tabela 1.1. Valores médios e desvio padrão das principais características da água residuária de suinocultura (ARS) utilizada no experimento

Variáveis	ARS
pH	$7,5 \pm 0,2$
CE (dS m^{-1})	$3,80 \pm 0,37$
DQO (mg L^{-1})	5.104 ± 1.291
DBO (mg L^{-1})	3.077 ± 1.505
SST (mg L^{-1})	2.687 ± 905
NT (mg L^{-1})	565 ± 76
P (mg L^{-1})	103 ± 31
K (mg L^{-1})	86 ± 3
Na (mg L^{-1})	91 ± 11

Entre o reservatório e as saídas das bombas dosadoras havia redução na concentração de sólidos em suspensão na ARS, por dois motivos principais: deposição de grande parte dos sólidos no fundo dos reservatórios de armazenamento, e filtração em dispositivo acoplado à

válvula de entrada das bombas dosadoras (indispensáveis para se evitar seu entupimento). Dessa forma, a água ARS de entrada ou afluente (ARS_A) aos SACs também foi caracterizada, estando os resultados apresentados na Tabela 1.2.

Tabela 1.2. Valores médios e desvio padrão das principais características da água residuária de suinocultura afluente (ARS_A) aos SACs

Variáveis	ARS _A
pH	8,0 ± 0,2
CE (dS m ⁻¹)	3,81 ± 0,38
DQO (mg L ⁻¹)	1.188 ± 572
DBO (mg L ⁻¹)	818 ± 570
SST (mg L ⁻¹)	198 ± 64
NT (mg L ⁻¹)	437 ± 73
P (mg L ⁻¹)	50 ± 5
K (mg L ⁻¹)	79 ± 12
Na (mg L ⁻¹)	81 ± 27

Três tratamentos foram implantados, sendo dois tratamentos com cultivo de espécies vegetais e um sem cultivo. Assim, a distribuição dos tratamentos estudados foi realizada da seguinte maneira:

- SV: SACs-EHSS controle, não cultivados com qualquer espécie vegetal (SAC-EHSS1 e SAC-EHSS4);
- P1: SACs-EHSS cultivados com capim tifton 85 (*Cynodon spp.*) (SAC-EHSS2 e SAC-EHSS5);
- P2: SACs-EHSS cultivados com alternanthera (*Alternanthera philoxeroides*) (SAC-EHSS3 e SAC-EHSS6).

A escolha das espécies vegetais foi feita com base em experiências anteriores (FIA et al., 2011; MATOS et al., 2009) demonstrando a eficiência dessas plantas em SACs-EHSS, além da capacidade de adaptação e sobrevivência em ambientes extremos, tais como os redutores ou salinos.

Na Figura 1.4 é apresentado um croqui representando uma vista geral do experimento.

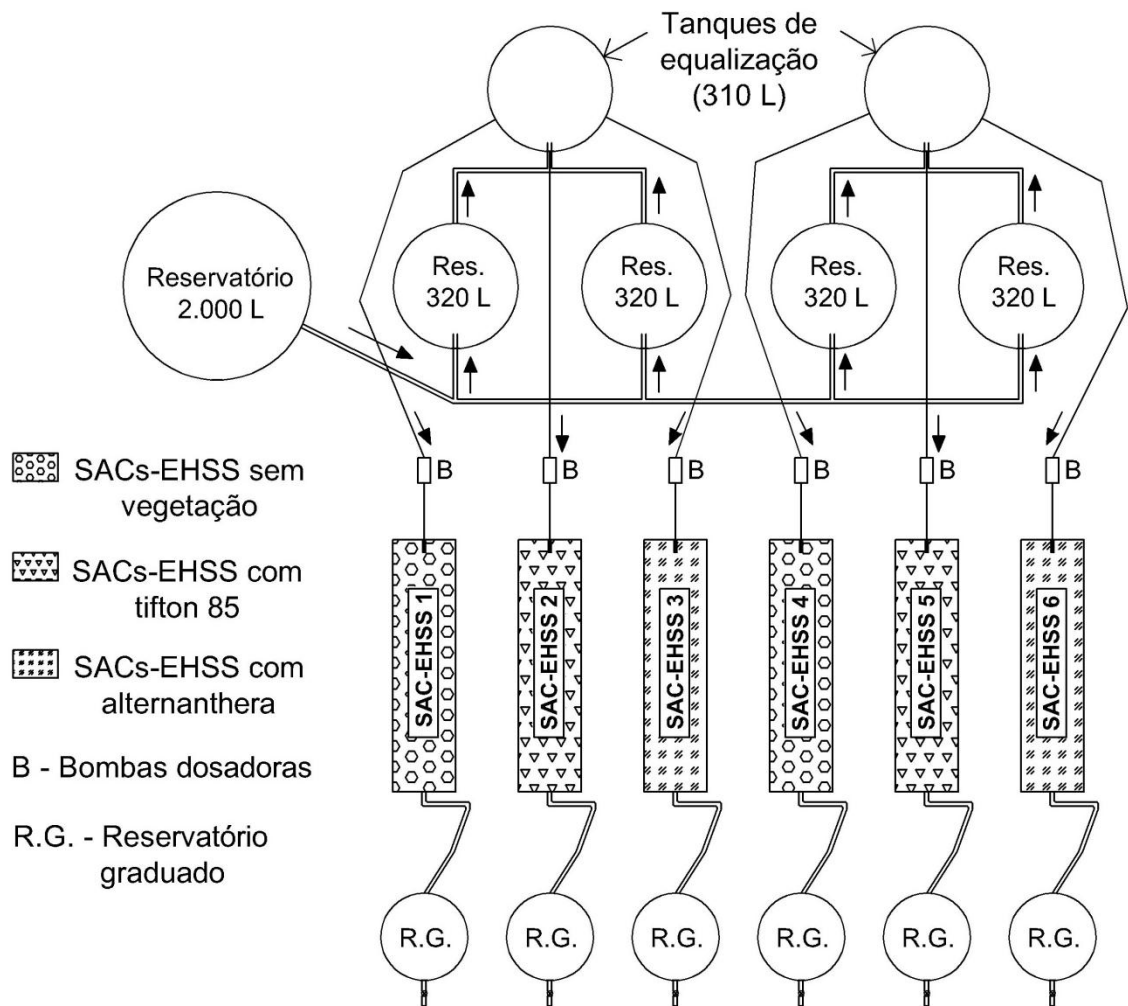


Figura 1.4. Desenho esquemático representando uma vista geral do experimento.

Para obtenção de mudas, o capim tifton 85 foi coletado em uma parcela experimental situada no Departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Viçosa, enquanto as mudas de alternanthera foram coletadas em lagoa localizada nas proximidades da Área Experimental de Irrigação, Hidráulica e Drenagem da Universidade Federal de Viçosa.

No plantio do tifton 85 foram utilizados segmentos de caule de 4 a 5 nós e poucas folhas. Estes segmentos foram introduzidos no leito, em pequenas covas de aproximadamente 100 mm de diâmetro e 50 mm de profundidade, que depois foram cobertos com fina camada de brita. O espaçamento entre covas foi triangular, totalizando 20 covas por SAC-EHSS, sendo introduzidos 4 propágulos por cova. Considerando o número de propágulos, a densidade de plantio foi de 80 propágulos por m² (Figura 1.5).

No que se refere ao plantio da *alternanthera*, foram utilizados segmentos de caule de 5 a 6 nós, algumas raízes e poucas folhas. Os segmentos foram introduzidos no leito, ficando parcialmente cobertos com fina camada de brita (aproximadamente 50 mm). O espaçamento utilizado também foi triangular, totalizando 20 propágulos por SAC-EHSS, sendo introduzidos 1 propágulo por cova, sendo, então, a densidade de plantio de 20 propágulos por m² (Figura 1.5). O plantio de ambas as espécies foi efetuado em 19 de maio de 2011.



Figura 1.5. Vista geral do experimento após o plantio.

Para pegamento das mudas, todos os SACs-EHSS foram saturados com água limpa, por ocasião do plantio, seguido de aplicação de ARS diluída, por um período de 30 dias.

Após análises preliminares da ARS_A, foi estabelecida uma vazão correspondente à taxa de carregamento orgânico (TCO) de 400 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO. De acordo com Fia (2009) e Matos et al. (2009), as espécies de planta capim tifton 85 e *Alternanthera* apresentaram boa adaptação ao meio, quando utilizadas no tratamento de ARS. As características operacionais dos SACs-EHSS, estabelecidas com base nas características da ARS_A, estão apresentados na Tabela 1.3.

Tabela 1.3. Características operacionais dos SACs-EHSS

SAC-EHSS	Q_A	TDH	TCO
	($m^3 d^{-1}$)	(d)	($kg ha^{-1} d^{-1}$ de DBO)
SAC-EHSS1	$0,069 \pm 0,014$	$3,6 \pm 2,9$	412 ± 125
SAC-EHSS2	$0,069 \pm 0,016$	$3,6 \pm 3,0$	412 ± 125
SAC-EHSS3	$0,069 \pm 0,014$	$3,5 \pm 2,3$	412 ± 125
SAC-EHSS4	$0,069 \pm 0,014$	$3,6 \pm 2,6$	409 ± 124
SAC-EHSS5	$0,068 \pm 0,014$	$3,6 \pm 2,3$	406 ± 124
SAC-EHSS6	$0,069 \pm 0,014$	$3,5 \pm 2,3$	412 ± 125
Média	$0,069 \pm 0,014$	$3,6 \pm 2,6$	411 ± 114

Q_A – vazão afluyente, TDH – tempo de detenção hidráulica, TCO – taxa de carregamento orgânico, estabelecida com base na área superficial.

SACs-EHSS 1 e 4 – SACs-EHSS controle, não cultivados; SAC-EHSS 2 e 5 – SACs-EHSS cultivados com tifton 85; SACs-EHSS 3 e 6 – SACs-EHSS cultivados com alternanthera.

Para determinação do TDH, considerou-se o volume útil dos SACs-EHSS, que corresponde ao produto do volume total (2,0 m de comprimento x 0,50 m de largura x 0,55 m de profundidade) pela porosidade do material suporte.

Depois do plantio, em 19 de maio de 2011, foram efetuados 2 cortes nas plantas, um aos 55 dias e outro aos 113 dias. Posteriormente, em 9 de setembro de 2011, passaram a ser aplicados os tratamentos e iniciado o período de monitoramento (Figura 1.6), que foi conduzido até 11 de novembro de 2011. Ao final do experimento, foi feito um corte das plantas e determinada a matéria seca. Na Figura 1.7 é apresentada uma linha do tempo com as principais etapas experimentais.



Figura 1.6. Vista geral do experimento na data do início do período de experimentação (09/09/2011).

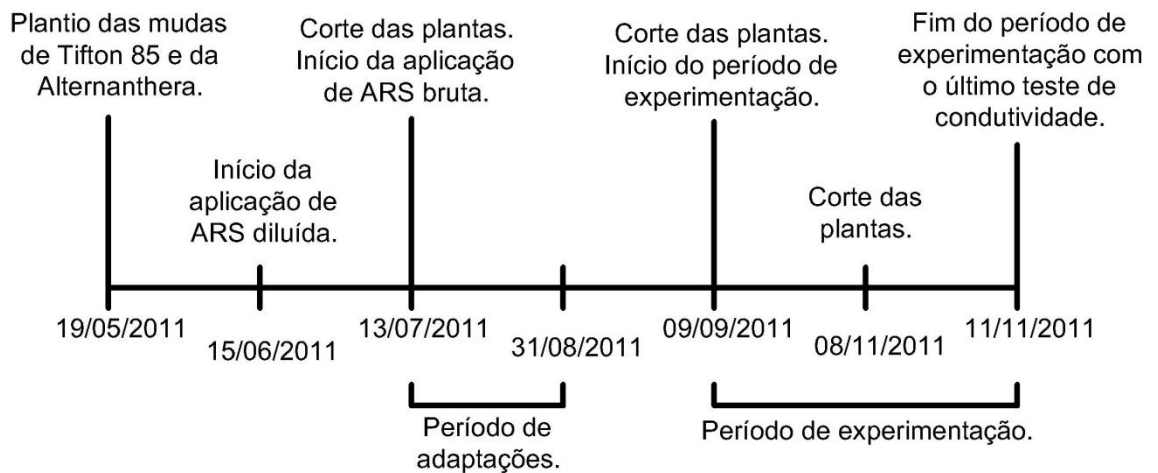


Figura 1.7. Principais etapas do experimento, apresentadas de forma cronológica.

Diariamente, pela manhã, era feito o controle da vazão, para manutenção da mesma próxima ao valor estabelecido previamente. Apesar do uso das bombas dosadoras na alimentação do sistema, o controle da vazão tornou-se necessário para identificar possíveis entupimentos que viessem a alterar a vazão ou mesmo danificar o equipamento, o que também comprometeria a aplicação da vazão correta.

Considerando-se que havia filtração de parte dos sólidos pela válvula de sucção da bomba dosadora, os sólidos retidos eram semanalmente introduzidos no início dos SACs-EHSS. Assim, não ficava comprometido, em parte, o aporte de sólidos ao sistema. Estes sólidos eram coletados do fundo dos reservatórios, sendo adicionado semanalmente 1 L dessa água de fundo em cada SAC-EHSS. A aplicação foi feita na faixa correspondente a, aproximadamente, 0,3 m do alcance das saídas de cada bomba dosadora, sendo a área de aplicação, neste caso, igual a 0,15 m². A água residuária de fundo de reservatório apresentou, em média, concentração de 21.611 ± 4.070 mg L⁻¹ de SST, portanto, com a aplicação de 1 L, em média, um total de 220 g de sólidos era aplicado semanalmente nos SACs-EHSS.

Como a infiltração dessa água de fundo não era imediata no momento da aplicação, ocorria o escoamento da mesma para além da faixa estabelecida, assim, optou-se pela não reposição do total de sólidos perdidos na semana (acumulados no fundo das caixas).

Durante o período experimental foram coletadas seis amostras da ARS_A e efluente (ARS_E) de cada SAC-EHSS, sendo todas as coletas efetuadas como amostras simples. Além disso, foram realizados cinco testes de condutividade hidráulica, os quais foram efetuados a cada 15 dias.

As seguintes variáveis foram quantificadas na ARS e ARS_A: condutividade elétrica (CE), por meio de um condutivímetro de bancada, potencial hidrogeniônico (pH), utilizando um peagâmetro de bancada, demanda química de oxigênio (DQO), por oxidação química em refluxo aberto, demanda bioquímica de oxigênio (DBO,) por incubação em frascos de Winkler, sólidos suspensos totais (SST), por filtração, utilizando um filtro 0,45 µm, fósforo total (P), por espectrofotometria, sódio total (Na) e potássio total (K) por fotometria de chama, conforme constam no *Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater* (APHA et al., 2005). O nitrogênio total (NT) foi quantificado utilizando-se o processo semimicro Kjeldhal com adição de ácido salicílico, seguindo a metodologia apresentada por Matos (2012).

As plantas de tifton 85 foram cortadas a altura aproximada de 60 mm acima do nível do substrato. Já as plantas de alternanthera foram cortadas a

uma distância de 70 mm do enraizamento anterior mais próximo. Em ambas as espécies cultivadas impôs-se, como critério, o corte de todos os ramos não enraizados. Todo o material coletado foi colocado em sacos de papel e levado à estufa com circulação de ar, para secagem sob temperatura de 65 °C, até ser atingida massa constante, para então ser quantificada a produtividade de matéria seca (Equação 1.6), seguindo-se método proposto pela EMBRAPA (1999).

$$PMS = \frac{MS}{\text{Área}} \quad (\text{Eq. 1.6})$$

em que,

PMS = produtividade de massa seca (kg ha⁻¹);

MS = massa seca a 65 °C (kg);

Área = área superficial do SAC-EHSS (ha).

Para monitoramento das condições climáticas, dentro da casa de vegetação foi instalado um termo-higrômetro, obtendo-se as temperaturas máximas e mínimas diárias, além da umidade relativa do ar. Foi instalado também, de forma aleatória, um termômetro digital no SAC-EHSS4 (controle), registrando-se as temperaturas máximas e mínimas da água residuária no interior do leito. Os valores de temperatura, tanto do ar como da água, eram coletados pela manhã, às 9 h. As temperaturas e umidades relativas máximas e mínimas do ar exterior à casa de vegetação foram obtidas na estação meteorológica automática de Viçosa/MG, monitorada pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

A fim de estimar a perda de água dos sistemas por evaporação (SACs-EHSS controle) e evapotranspiração (SACs-EHSS vegetados), eram feitas medições do volume efluente, coletado individualmente em caixas de polietileno graduadas, com capacidade de 100 L. Essas medições foram realizadas, em média, duas vezes por semana, por períodos de 24 h.

A condutividade hidráulica (K_s) do meio suporte dos SACs-EHSS vegetados e não vegetados foi determinada, de maneira pontual, ao longo do comprimento do sistema e ao longo do tempo de experimentação, com

intuito de serem avaliados os efeitos dos fatores vegetação, da posição e do tempo nessa propriedade hidrodinâmica. Cada SAC-EHSS foi dividido em três partes ou terços, e em cada um desses terços foi feito o teste de condutividade hidráulica, assim, os testes foram realizados as distâncias de 0,33; 1,00 e 1,67 m do início do sistema (Figura 1.2), a cada 15 dias.

O procedimento consistia no uso de um tubo (piezômetro) de 75 mm de diâmetro, inserido de forma permanente a uma profundidade molhada de 10 cm, sendo então aplicada, no tubo, uma carga hidráulica de 0,40 m, na forma de um pulso, medindo-se o tempo que a água demorava a infiltrar no meio poroso do leito. Para medir o decaimento do nível d'água ao longo do tempo foi utilizado um transmissor de nível hidrostático da HYTRONIC®, modelo TSH/100M/P/02 (0 a 1 mca), conectado aos módulos conversor 7520 e A/D 7018, e esses a um computador. As medidas do nível d'água eram registradas a cada segundo. Para coleta e armazenamento dos dados foi utilizado o programa computacional "Sistema de Aquisição de Dados", desenvolvido por Batalha (2011). A água utilizada nas medições foi coletada na saída de cada SAC-EHSS, ou seja, o efluente dos sistemas.

A estimativa da condutividade hidráulica foi feita utilizando-se a Equação 1.7 (caso "d" do Quadro 1.1) que, assim como a Equação 1.5, é obtida pela combinação do princípio da conservação de massa e da lei de Darcy (NAVFAC, 1986).

$$K_S = \frac{\pi \cdot d + 11 \cdot L}{11 \cdot t} \cdot \ln \frac{h_0}{h} \quad (\text{Eq. 1.7})$$

em que,

K_S = condutividade hidráulica em meio saturado (m s^{-1});

h_0 = altura inicial de água dentro do tubo (m);

h = altura do nível de água dentro do tubo no tempo t (m);

d = diâmetro interno do tubo (m);

L = altura do tubo submerso (m);

t = tempo correspondente à altura do nível d'água h (s);

Na Figura 1.8 ilustra-se o esquema utilizado nos testes de condutividade hidráulica em meio saturado.

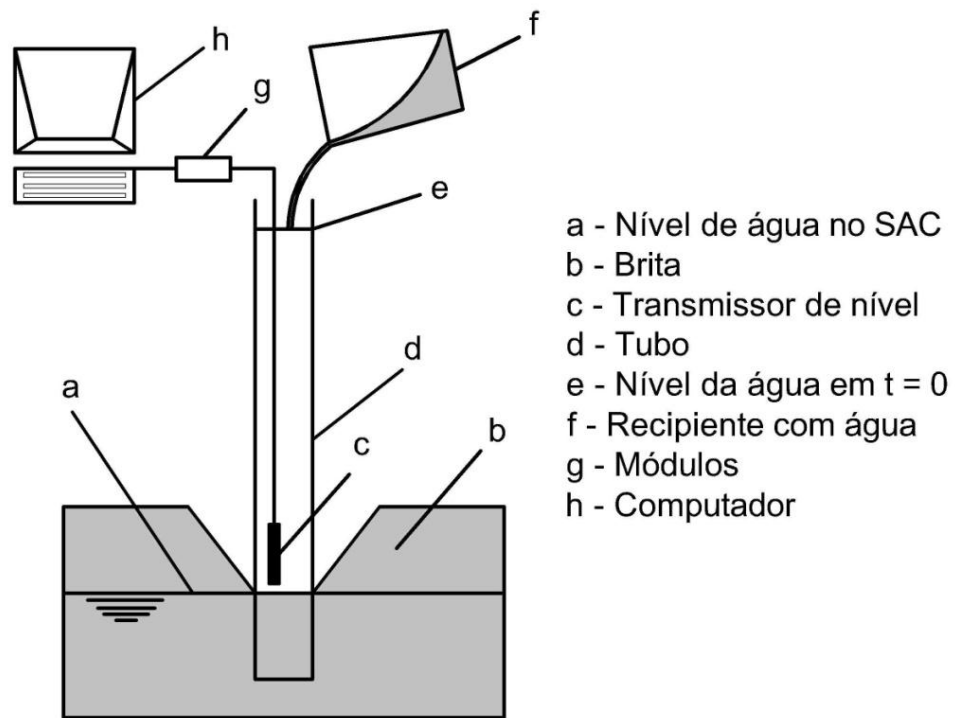


Figura 1.8. Representação esquemática da metodologia utilizada para estimativa da condutividade hidráulica (adaptado de Pedescoll et al. (2009)).

A título de comparação, foram feitas as mesmas medições, para estimativa da condutividade hidráulica em meio saturado, utilizando-se água limpa, em um SAC-EHSS, de mesmas dimensões e mesmo material suporte que as demais unidades experimentais. O valor resultante correspondeu, então, ao da condutividade hidráulica em leito “limpo”, sem a presença de biofilme, sólidos, raízes, estolões e restos de vegetais.

Para o cálculo da condutividade utilizou-se o procedimento proposto por Hvorslev (1951), citado por Fetter (1994), em que são empregados os parâmetros do piezômetro e da curva, em escala semi-logarítmica, $(h/h_0) \times$ tempo. De acordo com essa solução, a condutividade hidráulica em meio saturado pode ser obtida utilizando-se:

$$K_s = \frac{\pi \cdot d + 11 \cdot L}{11 \cdot t_{37}} \quad (\text{Eq. 1.8})$$

em que,

t_{37} = tempo de retardo básico (s).

O *tempo de retardo básico* corresponde ao tempo decorrido até que o nível d'água atinja 37% do nível inicial, ou seja, $h/h_0 = 0,37$.

Os valores de condutividade hidráulica em meio saturado, obtidos utilizando-se a Equação 1.8, representam a condutividade hidráulica vertical, estando, isso, associado ao *design* do piezômetro utilizado.

O valor de K_s , determinado para as condições ambientais, foi recalculado para a temperatura de referência de 20 °C. Para isso, a temperatura do líquido no interior de cada SAC-EHSS foi obtida em cada teste, utilizando-se um termômetro de mercúrio. Para a correção da condutividade hidráulica em meio saturado, aplicou-se a Equação 1.9.

$$K_{s20} = K_{se} \cdot \left(\frac{\eta_e}{\eta_{20}} \right) \quad (\text{Eq. 1.9})$$

em que,

K_{s20} = condutividade hidráulica em meio saturado com líquido mantido sob temperatura-padrão de 20 °C (m d^{-1});

K_{se} = condutividade hidráulica em meio saturado experimental (m d^{-1});

η_e = viscosidade dinâmica da água sob temperatura ambiente ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$);

η_{20} = viscosidade dinâmica da água sob temperatura de 20 °C ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$).

Os valores de viscosidade utilizados nos cálculos foram aqueles referentes ao da água limpa, obtidos em tabelas (INCROPERA & DE WITT, 2003).

O experimento foi instalado em esquema de parcelas subdivididas, tendo nas parcelas os tratamentos, nas subparcelas o terço de cada SAC-EHSS e nas subdivididas os tempos de avaliação (a cada 15 dias). O delineamento foi inteiramente casualizado com duas repetições. Os dados foram estudados por meio de análise de variância e regressão. Para o fator qualitativo, as médias foram comparadas utilizando-se o teste

de Tukey, adotando-se o nível de 10% de probabilidade. Para o fator quantitativo, os modelos foram escolhidos baseados na significância dos coeficientes de regressão, para isso utilizou-se o teste “t”, adotando-se o nível de 10% de probabilidade, no coeficiente de determinação (R^2) e na observação dos fenômenos.

As análises estatísticas foram realizadas utilizando-se o programa estatístico SAEG® (RIBEIRO Jr., 2001).

1.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

1.4.1. Caracterização das condições ambientes, evaporação e evapotranspiração nos SACs-EHSS

Na Figura 1.9 são mostradas as variações da temperatura da água residente nos SACs-EHSS.

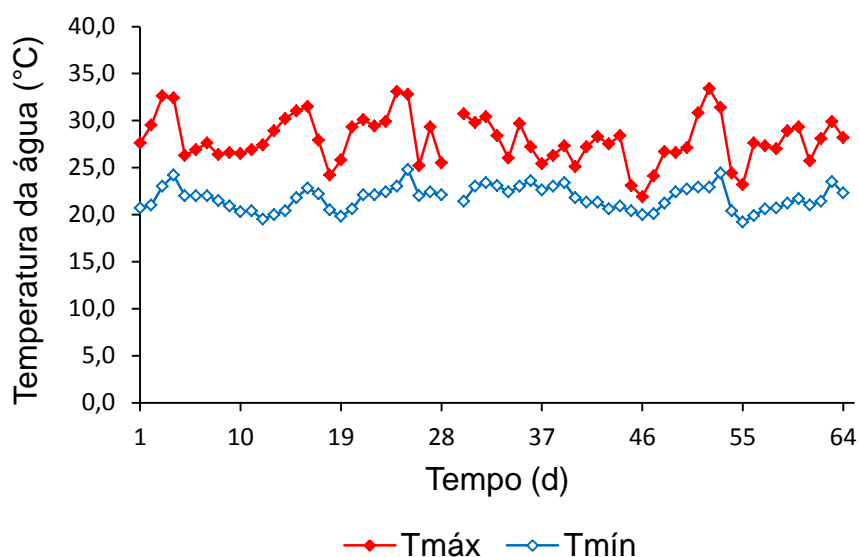


Figura 1.9. Variação das temperaturas máximas e mínimas da água interior aos SACs-EHSS.

A temperatura do líquido residente nos SACs-EHSS esteve, na média, igual a 24,9 °C, sendo os extremos máximos e mínimos registrados de 33,4 e 19,2 °C.

Na dinâmica de fluidos em meios porosos, uma propriedade relevante é a sua viscosidade, cujo valor varia de maneira inversamente proporcional ao da temperatura. A viscosidade representa a resistência exercida pelo fluido ao escoamento de uma lâmina dele mesmo. A condutividade hidráulica é inversamente proporcional à viscosidade do líquido, e também sofre influência da temperatura da água (MENEZES, 2003).

Nas Figura 1.10 e Figura 1.11 são apresentadas as variações dos valores máximos e mínimos de temperatura e umidade relativa do ar interno e externo a casa de vegetação.

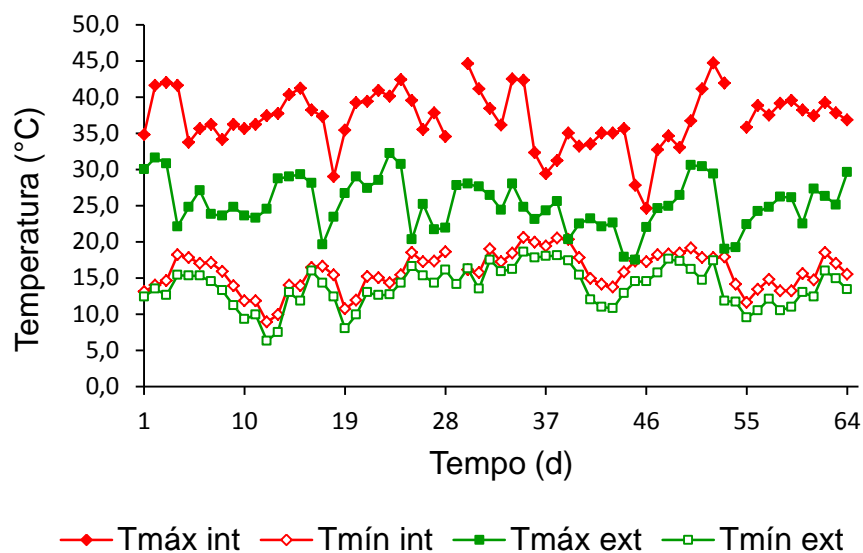


Figura 1.10. Variação nas temperaturas máximas e mínimas do ar interior e exterior a casa de vegetação.

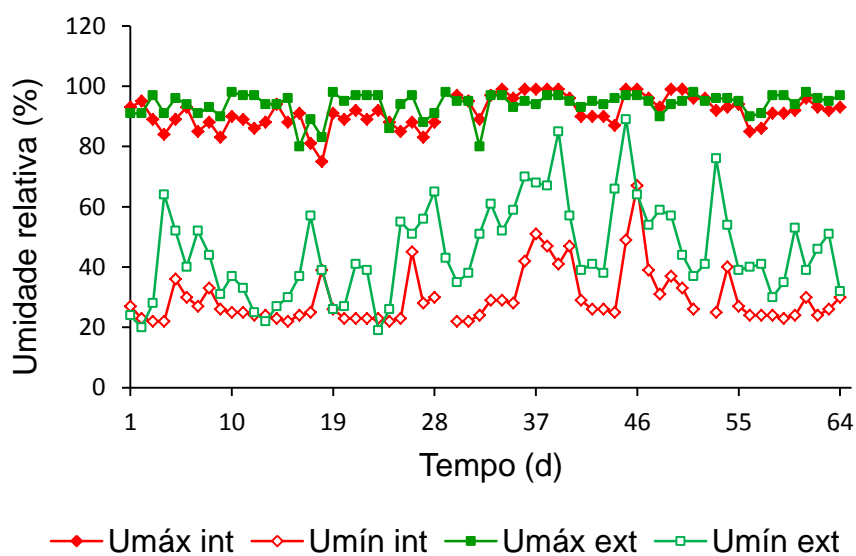


Figura 1.11. Variação das umidades relativas máximas e mínimas do ar interior e exterior a casa de vegetação.

As temperaturas máximas e mínimas do ar interno mantiveram-se superiores às máximas e mínimas do ar externo, tendo as máximas apresentado maiores diferenças. A temperatura média dentro da estufa foi

de 26,4 °C, valor superior à medida no ambiente externo, que foi de 19,5 °C. A temperatura média máxima e mínima foi 37,0 e 15,9 °C, respectivamente, sendo o maior valor registrado de 44,7 °C, e o mínimo de 8,9 °C.

A umidade relativa mínima do ar interno alcançou valor médio igual a 29,6%, abaixo da mínima média externa, que foi de 45,6%. No caso das máximas médias, a diferença não foi tão grande, ficando os valores médios iguais a 91,5% e 94,0%, dentro e fora, respectivamente.

Na Tabela 1.4 estão apresentadas as vazões afluentes (Q_A), efluente (Q_E) e perda de água por evaporação/evapotranspiração (Δ).

Tabela 1.4. Vazões médias afluentes, efluentes e estimativas das lâminas de água perdidas por evaporação/evapotranspiração dos SACs-EHSS

Tratamento	Q_A ($m^3 d^{-1}$)	Q_E ($m^3 d^{-1}$)	Δ ($mm d^{-1}$)
SP	0,0689	0,0674	1,49
P1	0,0688	0,0636	5,18
P2	0,0693	0,0622	7,05

Q_A – vazão média afluente aos SACs-EHSS, Q_E – vazão média efluente aos SACs-EHSS e Δ – estimativa de perda de água nos SACs-EHSS.

SP, P1 e P2 – SACs-EHSS sem cultivo, cultivados com tifton 85 e cultivados com alternanthera, respectivamente.

A diferença entre as vazões afluente e efluente, tal como mostrado na tabela anterior, devem-se às perdas de água por evaporação, no caso dos SACs-EHSS sem vegetação, e evapotranspiração nos SACs-EHSS cultivados.

O volume escoado dos SACs-EHSS foi, em média, 2, 8 e 10 % menor que o volume da ARS aplicada, respectivamente, aos sistemas sem planta, aos sistemas cultivados com tifton 85 e aos sistemas cultivados com alternanthera. As percentagens de água perdida em relação à lâmina afluente foram semelhantes às verificadas por Fia (2009), que variaram entre 8 e 12 %, em ambiente protegido, e inferiores a variação entre 11 e 27 %, encontradas por Brasil e Matos (2008), e 23 e 29 %, obtidas por Paoli (2010), ambos os trabalhos realizados em ambientes não protegidos.

A diferença entre os valores encontrados em ambientes protegidos e não protegidos pode ser associada à radiação solar e aos ventos. De acordo com Severino (2007), a combinação de altas temperaturas e baixa umidade

relativa do ar favorece à evapotranspiração em ambientes protegidos, entretanto, os principais fatores da demanda evapotranspirativa são a incidência de radiação solar e ação dos ventos. A radiação geralmente sofre uma redução em ambientes protegidos, devido à reflexão e absorção da cobertura plástica (FURLAN, 2001; SEVERINO, 2007). A incidência de ventos é reduzida em ambientes protegidos, assim, não há o transporte horizontal de energia, removendo, de próximo as plantas, o ar contendo grande quantidade de vapor d'água (PEREIRA et al., 2007).

Tendo como base comparativa os valores de perda de água dos SACs não cultivados, verifica-se que a evapotranspiração nos demais foi de 3,5 (P1) e 4,7 (P2) vezes maior. Estas estimativas estão dentro da faixa dos valores encontrados por Fia (2009), que obtiveram razões variado de 1,5 a 5,4 para SACs-EHSS cultivados com tifton 85 (*Cynodon spp.*) e taboa (*Typha latifolia*), em casa de vegetação, porém maiores que a razão de 1,8 encontrada por Sarmiento (2010), trabalhando com tiriricão (*Cyperus sp.*) em SACs-EV, também em casa de vegetação. Segundo Bernardo et al. (2008), a quantidade de água evapotranspirada depende da espécie vegetal, do solo e do clima, sendo este último fator predominante sobre os demais.

1.4.2. Avaliação da condutividade hidráulica no meio suporte dos SACs-EHSS

A análise de variância dos dados demonstrou que nenhum dos fatores (vegetação, posição e tempo) teve efeito significativo, de forma independente, com exceção do fator vegetação, e que apenas a interação dos efeitos posição e vegetação foi significativa, em nível de 10 % de probabilidade, o que demonstra que estes fatores interferem de forma dependente na condutividade hidráulica (Tabela 1.5). Assim, mesmo que o fator vegetação tenha sido significativo, seu efeito é dependente da posição, devendo-se ser discutido, então, o efeito da interação dos dois fatores, e não dos fatores de forma isolada.

Tabela 1.5. Resumo da análise de variância relativa à condutividade hidráulica para os tratamentos SP, P1 e P2.

Fonte de variação	GL	Quadrado médio	Prob. > F
Vegetação (V)	2	4952972,0*	0,0305
Erro (a)	3	1.285.998,0	-
Posição (P)	2	31908,2 ^{ns}	-
P x V	4	2515700,0***	0,0509
Erro (b)	6	960.356,8	-
Tempo (T)	4	57817,1 ^{ns}	0,2287
T x V	8	40653,0 ^{ns}	0,4178
T x P	8	41066,5 ^{ns}	0,4249
T x P x V	16	38625,2 ^{ns}	-
Resíduo	36	39.069,2	-
CV parcelas	53,93%		
CV subparcelas	46,61%		
CV subsubparcelas	9,40%		

^{ns}, * e ***: não significativo, significativo a 5 e 10% de probabilidade, pelo teste F, respectivamente.

GL – graus de liberdade; Prob.>F – probabilidade de significância para o valor de F; CV – coeficiente de variação

O fato de não haver diferenças significativas entre as condutividades hidráulicas ao longo do tempo deste experimento, ou seja, 63 dias, não implica em dizer que o método não é sensível a estas variações. Duas são as principais razões para o ocorrido: o método de medição utilizado altera, de forma clara, as condições do substrato (meio suporte), no local da medição, pois ao se cravar o tubo há revolvimento do meio suporte, alterando as condições iniciais. Além disso, para a correta aplicação do método, necessita-se retirar a camada superior de brita até se alcançar o nível d'água. Outra razão é o tempo de experimentação, o qual pode não ter sido suficiente para que houvesse alterações na condutividade hidráulica do meio, que fossem perceptíveis pelo método empregado.

A colmatção superficial do leito tem grande influência na condutividade hidráulica, pois exerce forte resistência à infiltração da água no meio. Ao se efetuar a remoção da camada superficial e a introdução do tubo de medição no substrato, elimina-se a resistência oferecida por esta camada ao escoamento da água residuária, proporcionando, assim, medição

da condutividade hidráulica da parte interna do substrato e não de toda a coluna de material.

Estudos relativos às modificações na condutividade hidráulica ao longo do tempo têm sido realizados durante períodos maiores. Knowles et al. (2010a) observaram redução na condutividade hidráulica média de 4.000 para 1.396 m d^{-1} , em três anos de pesquisa, trabalhando com SACs-EHSS cujo leito tinha partículas variando de 3 a 12 mm. Brasil e Matos (2008) encontraram uma diminuição de 15,4 para 9,14 m d^{-1} em 5,5 meses de estudo, em SACs-EHSS preenchidos com brita # 0 como meio suporte.

Na Figura 1.12 é apresentado um gráfico com os valores médios de condutividade hidráulica ao longo do tempo, para cada tratamento, e o valor médio obtido em SAC-EHSS, não vegetado e com brita e água limpas.

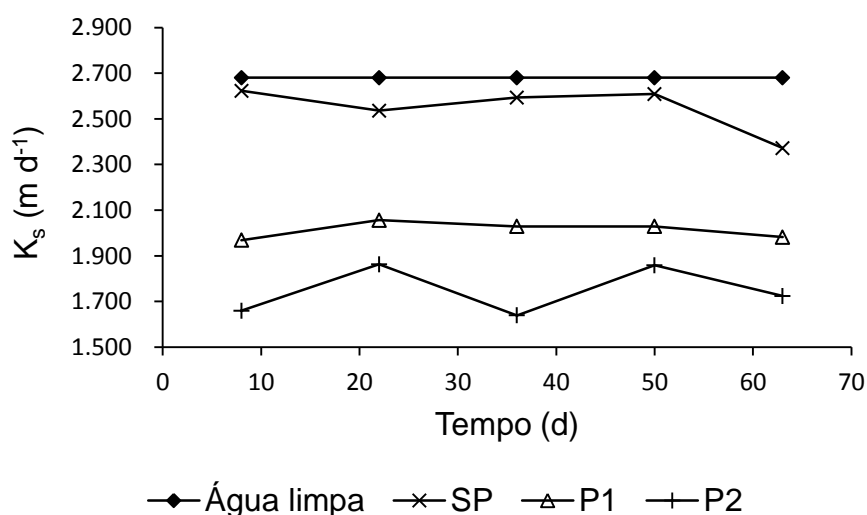


Figura 1.12. Comparação entre os valores de condutividade de um SAC-EHSS com brita e água limpas e dos SACs-EHSS não vegetados (SP), cultivados com tifton 85 (P1) e cultivados com alternanthera (P2).

Nota-se ser possível detectar a diferença provocada pelas modificações advindas do funcionamento do sistema. Comparando-se a condutividade hidráulica dos SACs-EHSS estudados com a do SAC-EHSS de brita limpa, em média, houve redução de 5, 25 e 35 % nos SACs-EHSS sem vegetação, nos SACs-EHSS cultivados com tifton 85 e nos SACs-EHSS cultivados com alternanthera, respectivamente. A introdução de sólidos no substrato proporciona tanto em sistemas plantados como em não plantados,

redução na condutividade hidráulica. As maiores reduções, observadas nos SACs-EHSS plantados, decorre da ocupação de parte dos macroporos do meio com raízes e estolões, concorrendo para aumento na resistência ao escoamento e, conseqüentemente, diminuição na condutividade hidráulica (SANFORD et al., 1994; USEPA, 200).

Conforme apresentado na Tabela 1.5, a interação posição versus vegetação foi significativa. Na Tabela 1.6 apresenta-se o desdobramento dessa interação.

Tabela 1.6. Valores médios de condutividade hidráulica ($m\ d^{-1}$), para as respectivas combinações entre vegetação e posição nos SACs-EHSS.

Tratamento	Posição		
	1º terço	2º terço	3º terço
SP	2.123 aA	2.682 aA	2.834 aA
P1	2.390 aA	2.257 aAB	1.392 a B
P2	1.824 aA	1.449 a B	1.973 aAB

Médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Letras minúsculas referem-se as linhas e letras maiúsculas referem-se as colunas.

SP, P1 e P2 – SACs-EHSS sem cultivo, cultivados com tifton 85 e cultivados com *alternanthera*, respectivamente.

De acordo com a Tabela 1.6, não houve diferenças significativas entre os terços do mesmo tratamento, ou seja, estatisticamente a condutividade hidráulica não diferiu entre a zonas de entrada, central e de saída, em nenhum dos tratamentos aplicados.

Apesar de não ter sido detectado diferenças entre os terços de mesmo tratamento, estudos comparativos de condutividade hidráulica entre as zonas de entrada e saída de SACs têm demonstrado diferenças significativas dessa variável em relação à posição. Knowles et al. (2010b) encontraram valores variando de 2 a 800 $m\ d^{-1}$, da entrada para saída. Paoli (2010) obteve condutividades variando de 7 a 41 $m\ d^{-1}$ e 67 a 166 $m\ d^{-1}$ para as zonas de entrada em SAC-EHSS vegetado e não vegetado, respectivamente, além de variações na zona de saída de 30 a 107 $m\ d^{-1}$, para o SAC-EHSS vegetado, e de 198 a 324 $m\ d^{-1}$, para SAC-EHSS não vegetado. Em outros trabalhos também foram encontradas variações entre a

entrada e saída, como Pedescoll et al. (2009), Caseelles-Osório et al. (2007) e Sanford et al. (1995). Acredita-se que a remoção da camada superficial do substrato, procedimento inerente ao método utilizado, tenha sido a principal responsável pela não detecção do efeito da posição na condutividade hidráulica da água residuária. Apesar dessas imperfeições do método, Paoli (2010), utilizando método semelhante, no qual também era necessária a retirada da camada superior do substrato, encontrou diferenças na condutividade hidráulica em substrato saturado de SAC-EHSS, porém o tempo de funcionamento do sistema foi de 23 meses.

Knowles et al. (2011), em revisão sobre a colmatação, reportaram 21 casos de SACs distintos, nos quais foram identificadas diferenças entre os valores de condutividade hidráulica na região inicial e final, havendo, em média, uma redução de 60% na permeabilidade, da região de entrada para a região de saída. O mesmo autor atribuiu o entupimento do meio poroso aos fatores operacionais, ligados aos sólidos das águas residuárias aplicadas e aos precipitados químicos, a introdução e acúmulo de materiais sólidos do próprio substrato, ao crescimento de raízes das plantas e de biofilme, e a presença de restos vegetais.

Ao se comparar o efeito dos tratamentos em iguais terços dos SACS-EHSS, verifica-se que a condutividade hidráulica no segundo terço do SAC-EHSS cultivado com *alternanthera* foi menor que a obtida no segundo terço do SAC-EHSS sem vegetação. No caso do SAC-EHSS cultivado com tifton 85, a permeabilidade da parte central do sistema não diferiu de nenhum dos tratamentos. No terceiro terço, os SACs-EHSS cultivados com tifton 85 apresentaram menor condutividade hidráulica em relação aos SACs-EHSS sem vegetação, porém, a condutividade hidráulica nos SACs-EHSS cultivados com *alternanthera* não diferiu das dos demais.

Com base nos resultados apresentados na Tabela 1.6, as diferenças entre os terços dos SACs-EHSS ocorreram, basicamente, entre os vegetados e não vegetados, não havendo diferenças significativas entre os tipos de planta. Acredita-se que essas diferenças devam-se, principalmente, a presença das raízes. A influência da presença das raízes na condutividade hidráulica em meio saturado ainda é assunto controverso. Durante a década de 1980, diversas pesquisas na Europa indicavam que as raízes presentes

no leito aumentavam significativamente a condutividade hidráulica em SACs, por abrirem caminhos preferenciais para o escoamento do efluente (KICKUTH, 1981, citado por USEPA, 2000 e por BRIX, 1997). Brasil e Matos (2008) constataram um incremento no valor da condutividade hidráulica em meio suporte saturado, em relação a que ocorreu em brita “limpa”, creditando tal fato à diminuição na rugosidade da brita, em virtude do desenvolvimento do biofilme em sua superfície, e à abertura de novos caminhos para o escoamento da água residuária, decorrente do desenvolvimento das raízes das plantas, tal como ocorre em solo, conforme reportado por Brix (1997). Ainda segundo Brasil e Matos (2008), esse comportamento pode ser presumido pela constatação do soerguimento do material do meio suporte, após o estabelecimento da vegetação no SAC-EHSS. Entretanto, outros estudos demonstram que a presença das raízes e rizomas no meio filtrante confere efeito negativo à condutividade hidráulica em substrato saturado (USEPA, 2000). Segundo Kadlec e Wallace (2009), a maior parte da macroporosidade dos substratos dos SACs diminui no primeiro ano de sua operação, período em que há o crescimento das raízes e desenvolvimento de biofilme, contribuindo para redução na condutividade hidráulica.

No caso do primeiro terço, o fato de não haver diferenças significativas pode estar ligado ao menor desenvolvimento das plantas na região inicial e à retirada da camada superficial para a adequada utilização do método. Durante o período experimental, foi observado que as plantas da região de entrada apresentavam menor densidade e altura, em relação às cultivadas no restante do SAC-EHSS. Isso pode ser evidenciado pela diferença na produtividade de matéria seca obtida para cada terço (Figura 1.13). Esse crescimento prejudicado pode ser associado à menor presença de raízes, o que, sob o aspecto deste fator, pode significar menor redução na macroporosidade do meio. A não uniformidade na distribuição das raízes e biomassa ao longo do comprimento do leito pode ser considerada não uniformidade na distribuição da condutividade hidráulica do leito, conforme discutido por KADLEC & WALLACE (2009).

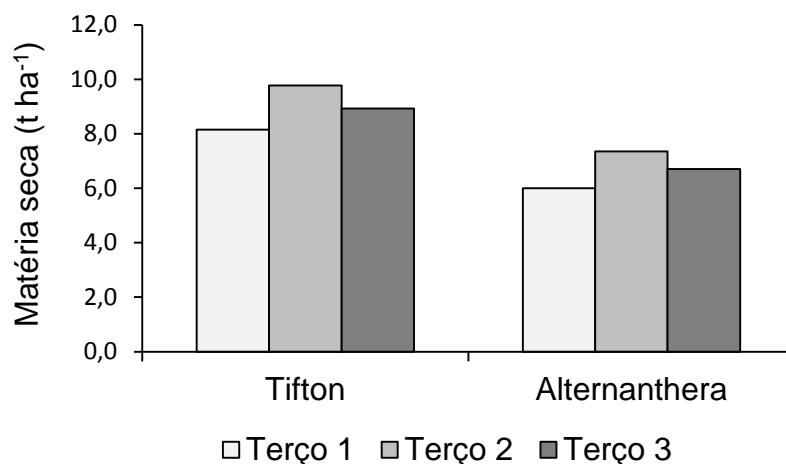


Figura 1.13. Produtividade de matéria seca (t ha⁻¹) para cada terço dos SACs-EHSS cultivados, em 60 dias de cultivo.

A variabilidade na condutividade hidráulica no substrato saturado deve-se a um conjunto de fatores, que, na maioria das vezes, interferem de forma concomitante e integrada. A composição do material acumulado, responsável pela colmatação, possui geralmente menor densidade que seus constituintes originais, de tal forma que podem efetivamente reduzir o espaço macroporoso (BAVEYE et al., 1998). Esse material acumula-se tanto subsuperficialmente como superficialmente, reduzindo a condutividade hidráulica no primeiro caso, e a taxa de infiltração superficial, no último caso (KNOWLES et al., 2011).

1.5. CONCLUSÕES

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

- Não houve variação da condutividade hidráulica no substrato saturado contido nos SACs-EHSS, ao longo do tempo de experimentação, porém, houve redução em relação à que foi obtida em substrato limpo;
- Não houve variação espacial na condutividade hidráulica no substrato saturado, dentro de cada tratamento;
- A condutividade hidráulica no substrato saturado, no segundo e terceiro terços dos SACs-EHSS não plantados, foram maiores que as obtidas nos SACs-EHSS plantados;
- O tipo de planta cultivada não proporcionou diferença significativa ($p < 0,10$) entre as condutividades hidráulicas em substrato saturado, nos SACs-EHSS cultivados.

1.6. REFERÊNCIAS

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

BATALHA, B.R. **Temperatura do dossel vegetativo da cana-de-açúcar sob diferentes condições meteorológicas e potenciais de água no solo**. Viçosa: UFV, 2011. 142 p. Dissertação de mestrado.

BAVEYE, P., VANDEVIVERE, P., HOYLE, B.L., DELEO, P.C., DE LOZADA, D.S. Environmental impact and mechanisms of the biological clogging of saturated soils and aquifer materials. **Environmental Science and Technology**, v. 28, n. 2, p. 123-191, 1998.

BERNARDO S.; SOARES, A.A.; MANTOVANI, E.C. **Manual de irrigação**. 8^a ed. Viçosa: UFV, 2006.

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

BRASIL, M.S. **Desempenho de sistema alagado construído para tratamento de esgoto doméstico**. Viçosa: UFV, 2005. 160 p. Tese de Doutorado.

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

CARVALHO, L.A. **Condutividade hidráulica do solo no campo: as simplificações do método do perfil instantâneo**. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2002. 86 p. Dissertação Mestrado.

CASELLES-OSORIO, A.; PUIGAGUT, J.; SEGÚ, E.; VAELLO, N.; GRANÉS, F.; GARCIA, D.; GARCIA, J. Solids accumulation in six full-scale subsurface flow constructed wetlands. **Water Research**, v. 41, p. 1388-1398, 2007.

FETTER, C.W. **Applied Hydrogeology**. 3th ed. New Jersey: Prentice Hall, 1994.

FIA, F.R.L. **Modelos de remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados construídos.** Viçosa: UFV, 2009. 146p. Tese de Doutorado.

FIA, F.R.L.; MATOS, A. T.; FIA, R.; LAMBERT, T. F.; MATOS, M. P. Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 77-89, 2011.

FREITAS, W.S. **Desempenho de sistemas alagados construídos, cultivados com diferentes espécies vegetais, no tratamento de águas residuárias da suinocultura.** Viçosa: UFV, 2006, 159p. Tese de doutorado.

FURLAN, R.A. **Avaliação da nebulização e abertura de cortinas na redução da temperatura do ar em ambiente protegido.** Piracicaba: Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, USP, 2001, 146p. Tese Doutorado.

HOFFMANN, H.; PLATZER, C.; WINKER, M.; VON MUENCH, E. **Technology review of constructed wetlands: Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment.** Eschborn, Germany: Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH, Sustainable sanitation – ecosan program, 2011. Disponível em: <<http://www.gtz.de/en/themen/umwelt-infrastruktur/wasser/9397.htm>>, Acesso em: 18 de janeiro de 2012.

HVORSLEV, M.J. **Time lag and soil permeability in ground water observations.** U.S.: Army Corps of Engineers Water-way Experimentation Station, 1951. Bulletin 36.

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

KEMPERS, R.H.; ZWEERS, A. Ammonium determination in soil extracts by the salicylate methods. **Commun. In Soil Sci. Plant Anal.**, v. 17, p. 715-723, 1986.

KNOWLES, P.; DOTRO, G.; NIVALA, J.; GARCÍA, J. Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Occurrence and contributing factors. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 99-112, 2011.

KNOWLES, P.R.; GRIFFIN, P.; DAVIES, P.A. Clogging in horizontal subsurface flow treatment wetlands in the UK: Conclusions from a three year

investigation. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLANDS SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 12, 2010a, Venice, Italy. **Anais...**Venice, Italy: Palombi, 2010. P. 525-538. CD-ROM.

KNOWLES, P.R.; GRIFFIN, P.; DAVIES, P.A. Complementary methods to investigate the development of clogging within a horizontal sub-surface flow tertiary treatment wetland. **Water research**, v. 44, p. 320-330, 2010b.

MATOS, A.T. **Práticas de qualidade do meio físico ambiental: água e solo**. Viçosa: Imprensa Universitária, 2012. 89p (no prelo).

MATOS, A.T.; FREITAS, W.S.; LO MONACO, P.A.V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 5, p. 119-132, 2010.

MATOS, A.T.; FREITAS, W.S.; LO MONACO, P.A.V. Capacidade extratora de diferentes espécies vegetais cultivadas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 4, n. 2, p. 31-45, 2009.

MENEZES, S.M. **Movimento da água no solo**. Lavras: UFLA, 2003.

NAVFAC. **Soil Mechanics**. Alexandria, Virginia: Naval Facilities Engineering Command USA, 1986. 389p. Design Manual 7.01.

PAOLI, A.C.DE. **Análise de desempenho e comportamento de wetlands horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos**. Belo Horizonte: UFMG, 2010. 144p. Dissertação de Mestrado.

PEDESCOLL, A., UGGETTI, E., LLORENS, E., GRANES, F., GARCIA, D.; GARCIA, J. Practical method based on saturated hydraulic conductivity used to assess clogging in subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 8, p. 1216-1224. 2009.

PEREIRA, A.R.; ANGELOCCI, L.R.; SENTELHAS, P.C. **Meteorologia agrícola**. (Apostila LCE 306). Piracicaba: Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", USP, 2007.

RAMOS, N.F.S. **Tratamento de águas residuárias de suinocultura em sistemas alagados construídos: desempenho e modelagem hidráulica-cinética**. Viçosa: DEA/UFV, 2011, 96p. Dissertação de mestrado.

RIBEIRO Jr., J.I. **Análises estatísticas no SAEG**. Viçosa: UFV, 2001. 301p.

SANFORD, W.E.; STEENHUIS, T.S.; PARLANGE, J.Y.; SURFACE, J.M.; PEVERLY, J.H. Hydraulic conductivity of gravel and sand as substrates in rock-reed filters. **Ecological Engineering**, v. 4, p. 321-336, 1995.

SARMENTO, A.P. **Remoção de poluentes em sistemas alagados construídos de escoamento vertical cultivados com diferentes espécies vegetais**. Viçosa: UFV, 2010, 72p. Dissertação de mestrado.

SEVERINO, C.A.M. **Controle climático no ciclo produtivo em floricultura**. Bahia: RETEC/SBRT, 2007. [Dossiê Técnico]. Disponível em: <<http://www.sbrt.ibict.br/dossie-tecnico/downloadsDT/MTkx>>. Acesso em: 21 de janeiro de 2012.

TANNER, C.C.; SUKIAS, J.P.S.; UPSDELL, M.P. Organic matter accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewater. **Water Research**, v. 32, n. 10, p. 3046-3054, 1998.

TODD, K.D. **Hidrologia de águas subterrâneas**. USAID. Rio de Janeiro: Edgard Blücher, 1967.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Manual: Constructed wetlands treatment of municipal wastewater**. Cincinnati, Ohio: Usepa, Office of Research and Development, 2000. (EPA/625/R-99/010). Disponível em: <http://www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/Design_Manual2000.pdf>. Acesso em: 15 set. 2011.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. **Wastewater treatment in Constructed Wetlands with horizontal Sub-Surface Flow**. Dordrecht, The Netherlands: Springer, 2008. Environmental pollution, volume 14.

YANG, J.E.; SKOGLEY, E.O.; SCHASS, P.E.; KIM, J.J. A simple spectrophotometric determination of nitrate in water, resin and extracts. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 62, p. 1108-1115, 1998.

CAPÍTULO 2 – Remoção de Nitrogênio

2.1. INTRODUÇÃO

Dentre as diversas soluções propostas para o tratamento de águas residuárias ricas em material orgânico, destaca-se a que se refere à utilização de sistemas alagados construídos (SACs), por ser uma forma de tratamento viável, eficiente e de custos relativamente baixos (MATOS et al., 2010). Os SACs têm sido propostos e utilizados no tratamento de diversos tipos de águas residuárias, tais como as domésticas (BRASIL et al., 2007), de laticínios (MATOS et al., 2008), da lavagem/despolpa de frutos do cafeeiro (FIA et al., 2010), de suinocultura (MATOS et al., 2010), dentre outras.

Esta tecnologia de tratamento está baseada em processos bióticos e abióticos. Os processos bióticos contemplam a absorção de nutrientes pelas plantas, além da ação microbiana na mineralização do material orgânico e transformação de compostos químicos. Os processos abióticos incluem as precipitações químicas, a sedimentação, a filtração e a adsorção de compostos químicos ao substrato (LIN et al., 2005). Assim, a remoção dos poluentes ocorre por ação física e biogeoquímica, reciclando e transformando alguns elementos como o carbono, o fósforo, o nitrogênio, entre outros (FIA, 2009).

O nitrogênio apresenta um complexo ciclo biogeoquímico, com múltiplas transformações, se alternando entre vários formatos e estados de oxidação (+5 a -3). No meio aquático, este elemento químico pode ser encontrado em diversas formas, tais como óxido nitroso (N_2O), nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão), amônio (NH_4^+), amônia (NH_3), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) (KADLEC & WALLACE, 2008; VYMAZAL & KRÖPFELOVÁ, 2008; von SPERLING, 2005). A composição do nitrogênio orgânico inclui uma variedade de compostos, tais como proteínas, peptídeos, ácido nucleico, ureia, aminoácidos, purinas, pirimidinas, entre outros (KADLEC & WALLACE, 2008; VYMAZAL & KRÖPFELOVÁ, 2008).

As principais transformações do nitrogênio em SACs são: a amonificação (N orgânico em NH_4^+), nitrificação (NH_4^+ em NO_2^- e este em NO_3^-), desnitrificação (NO_3^- em N_2O e este em N_2), fixação biológica (N_2 em N orgânico), amonificação do nitrato (NO_3^- em NH_4^+), oxidação anaeróbia do amônio (ANAMMOX, NH_4^+ em N_2) e volatilização (NH_4^+ em NH_3) (VYMAZAL & KRÖPFELOVÁ, 2008). Todavia, os mecanismos predominantes variam segundo a configuração de cada sistema e as condições climáticas ambientais (CALIJURI et al., 2008).

O nitrogênio orgânico entra no sistema na forma particulada, na forma solúvel e na forma inorgânica. Por meio da hidrólise, tanto a forma particulada é convertida à forma solúvel, assim como esta é convertida em amônio. Além da hidrólise, há o processo de amonificação, realizado por bactérias heterotróficas quimiossintetizantes, que transformam a forma solúvel de N em NH_4^+ (Von SPERLING, 1996). O nitrogênio associado aos sólidos suspensos (material particulado) também pode ser removido por processos como floculação, sedimentação, filtração e adsorção (USEPA, 2000).

Durante a nitrificação, o amônio é transformado em nitrito e este em nitrato. O processo ocorre em duas etapas, sendo os microrganismos envolvidos os *autótrofos quimiossintetizantes*. A transformação do amônio em nitrito é realizada pelas bactérias do gênero *Nitrosomonas*, e a transformação do nitrito em nitrato pelas bactérias do gênero *Nitrobacter*. Todo o processo ocorre na presença de oxigênio dissolvido, ou seja, em condições aeróbias, além disso, a nitrificação é dependente do pH e da temperatura (USEPA, 2000; Von SPERLING, 1996).

O nitrato formado pode ser absorvido pelas plantas, assimilado por microrganismos na conversão em biomassa, ou ainda ser reduzido durante o processo denominado desnitrificação (USEPA, 2000; von SPERLING, 1996).

A desnitrificação é um processo de redução que utiliza NO_3^- como um acceptor terminal de elétrons, na respiração microbiana. Ocorre sob condições anaeróbias, removendo o nitrato e convertendo-o em formas gasosas, como N_2O e N_2 . O processo é realizado por bactérias *heterotróficas facultativas* (KADLEC & WALLACE, 2008). Em condições anaeróbias, também pode ocorrer a amonificação do nitrato, que é a

transformação do nitrato e nitrito em amônio, realizado por bactérias *anaeróbias facultativas*. A desnitrificação é dominante quando o meio é rico em nitrato, porém pobre em carbono. A amonificação do nitrato é favorecida quando o meio é rico em carbono (VYMAZAL & KRÖPFELOVÁ, 2008).

A fixação biológica de nitrogênio é o processo pelo qual o nitrogênio gasoso (N_2) é transformado em NH_3 e solubilizado na água. A fixação ocorre pela ação de bactérias autotróficas e heterotróficas, cianobactérias e pelas plantas (KADLEC & WALLACE, 2008; USEPA, 2000).

Outro processo responsável pela remoção de nitrogênio nos sistemas de tratamento de águas residuárias é o denominado ANAMMOX (do inglês, *Anaerobic Ammonium Oxidation*), no qual o NH_4^+ é oxidado diretamente a N_2 , sendo o NO_2^- o acceptor de elétrons. Este processo tem como vantagem a redução das exigências de oxigênio (permite que mais de 50 % do oxigênio seja preservado) para a oxidação biológica do NH_4^+ a NO_3^- e elimina a necessidade de uma fonte externa de carbono orgânico para que ocorra a desnitrificação (STROUS et al., 1998).

Em razão dos inúmeros fatores que interferem na dinâmica do nitrogênio em SACs, a investigação dos processos biogeoquímicos tem por objetivo elucidar e controlar a forma com que os nutrientes e/ou contaminantes são removidos do efluente. A compreensão dos mecanismos e processos de remoção dos contaminantes aumenta a probabilidade de sucesso da aplicação deste tipo de tratamento.

2.2. OBJETIVO

Neste trabalho objetivou-se estudar o desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS), cultivados com *Cynodon* spp. e *Alternanthera philoxeroides*, utilizados no tratamento da ARS, no que se refere à remoção de nitrogênio total, nitrato e amônio.

2.3. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido na Área Experimental de Armazenamento e Processamento de Produtos Agrícolas, do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa, Minas Gerais, com coordenadas geográficas de 20° 45' de latitude sul, 42° 45' de longitude oeste, e 650 m de altitude.

A descrição da montagem experimental, das características e origem da água residuária da suinocultura (ARS) (Tabela 1.1 e Tabela 1.2), bem como a descrição dos tratamentos e condução do experimento estão apresentadas no Capítulo 1 (item 1.3).

As características operacionais e as cargas de nitrogênio aplicadas nos SACs-EHSS estão apresentadas na Tabela 2.1.

Para a determinação das variáveis operacionais dos SACs-EHSS considerou-se o volume útil dos mesmos, ou seja, somente o volume do líquido, visto que representa as condições às quais os sistemas foram submetidos.

Tabela 2.1. Características operacionais e cargas de nitrogênio total, amônio e nitrato

SACs-EHSS	Q_A	TDH	N-NT	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻
	(m ³ d ⁻¹)	(d)	-----	(g m ⁻² d ⁻¹)	-----
SAC-EHSS1	0,069 ± 0,014	3,6 ± 2,9	30,3 ± 5,0	22,2 ± 5,9	0,042 ± 0,006
SAC-EHSS2	0,069 ± 0,016	3,6 ± 3,0	30,3 ± 5,1	22,2 ± 5,9	0,042 ± 0,006
SAC-EHSS3	0,069 ± 0,014	3,5 ± 2,3	30,3 ± 5,1	22,2 ± 5,9	0,042 ± 0,006
SAC-EHSS4	0,069 ± 0,014	3,6 ± 2,6	30,0 ± 5,0	22,0 ± 5,8	0,042 ± 0,006
SAC-EHSS5	0,068 ± 0,014	3,6 ± 2,3	29,9 ± 5,0	21,9 ± 5,8	0,041 ± 0,005
SAC-EHSS6	0,069 ± 0,014	3,5 ± 2,3	30,3 ± 5,0	22,2 ± 5,9	0,042 ± 0,006
Média	0,069 ± 0,014	3,6 ± 2,6	30,2 ± 4,7	22,1 ± 5,4	0,042 ± 0,005

Q_A – vazão afluyente; TDH – tempo de detenção hidráulica; N-NT, N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ – taxa de carregamento de nitrogênio total, amônio e nitrato, estabelecidas com base na área superficial.

SACs-EHSS 1 e 4 – SACs-EHSS controle, não cultivados; SAC-EHSS 2 e 5 – SACs-EHSS cultivados com tifton 85; SACs-EHSS 3 e 6 – SACs-EHSS cultivados com alternanthera.

Os SACs-EHSS foram monitorados durante 63 dias, entre os meses de setembro a novembro de 2011. Durante o período experimental foram coletadas seis amostras do afluyente (ARS_A) e do efluyente (ARS_E) de cada

SAC-EHSS, sendo todas as coletas efetuadas como amostras simples, e quantificadas as variáveis: condutividade elétrica (CE), por meio de um condutímetro de bancada; potencial hidrogeniônico (pH), utilizando um peagâmetro de bancada; demanda química de oxigênio (DQO), por oxidação química em refluxo aberto; demanda bioquímica de oxigênio (DBO,) por incubação em frascos de Winkler; sólidos suspensos totais (SST), por filtração, utilizando um filtro 0,45 µm; fósforo total (P), por espectrofotometria; sódio total (Na) e potássio total (K), por fotometria de chama, seguindo-se recomendações contidas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater* (APHA et al., 2005). O N-NO₃⁻ foi quantificado por espectrofotometria (YANG et al., 1998) bem como o N-NH₄⁺ (KEMPERS & ZWEERS, 1986). O nitrogênio total (NT), pelo processo semimicro Kjeldhal com adição de ácido salicílico (MATOS, 2012).

Para determinação da produtividade de matéria seca foi utilizada a metodologia descrita por EMBRAPA (1999), descrita no Capítulo 1 (item 1.3).

O experimento foi composto por 3 tratamentos distintos: SACs-EHSS sem plantas (SP), SAC-EHSS com tifton 85 (*Cynodon* spp.) (P1) e SACs-EHSS com alternathera (*Alternanthera philoxeroides*) (P2), instalado em um delineamento de blocos casualizados (6 blocos ao longo do tempo), com 2 repetições por bloco. Os dados foram estudados por meio de análise de variância, sendo as médias comparadas utilizando o teste de Tukey, adotando-se o nível de 10% de probabilidade.

As análises estatísticas foram realizadas utilizando o programa estatístico SAEG® (RIBEIRO Jr., 2001).

2.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.4.1. Desempenho agrônômico das espécies cultivadas

Nenhuma das espécies avaliadas apresentou problemas de adaptação ao meio de cultivo durante o período de monitoramento do experimento. Entretanto, o capim tifton 85 apresentou infestação por pulgões e cochonilhas, em ambos os SACs-EHSS cultivados com esta espécie. Já as plantas do SAC-EHSS 6, cultivado com *alternanthera*, apresentaram atraso na rebrota na parte inicial do sistema (Figura 2.1).

Fia et al. (2011) e Matos et al. (2009) também não observaram problemas de adaptação do capim tifton-85 e da *alternanthera* aos SACs-EHSS, quando utilizados no tratamento da água residuária de suinocultura. Na Figura 2.2 são mostrados os SACs-EHSS no início e no fim do período de monitoramento, para visualização do desempenho das plantas no sistema.



(a)

(b)

Figura 2.1. Comparação entre a (a) parte inicial do SAC-EHSS 3 e (b) SAC-EHSS 6, ambos cultivados com *alternanthera*.



(a)



(b)

Figura 2.2. Aspecto geral do desenvolvimento das plantas: (a) no início (09/09/2011) e (b) no final (11/11/2011) do período de monitoramento.

Os resultados obtidos na quantificação da produtividade de matéria seca das espécies cultivadas, obtidos após 60 dias de cultivo, estão apresentados na Tabela 2.2, onde estão discriminadas as produtividades por terço e total.

Tabela 2.2. Valores médios de produtividade de matéria seca ($t\ ha^{-1}$), por terço e total, para os SACs-EHSS cultivados por 60 dias com tifton 85 e com alternanthera

Planta	Produtividade ($t\ ha^{-1}$)			
	Terço 1	Terço 2	Terço 3	Total
Tifton	8,2	9,8	8,9	9,0
Alternanthera	6,0	7,4	6,7	6,7

Verifica-se que a produtividade de matéria seca variou entre os terços do leito de cultivo, para uma mesma espécie vegetal, sendo os maiores valores observados nos segundos terços e os menores valores nos primeiros terços. Matos et al. (2009) também observaram variações de produtividade de matéria seca entre terços de SACs-EHSS cultivados com tifton 85 e alternanthera, nos três cortes realizados. No entanto, diferente do observado neste estudo, os valores de produtividade de matéria seca tenderam a aumentar do início para o final do sistema, com exceção do terceiro corte, para a alternanthera, que apresentou comportamento semelhante ao observado neste trabalho.

Matos et al. (2008) observaram que os SACs-EHSS que receberam maiores taxas de carregamento orgânico (320 e $570 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$) não apresentaram uniformidade na altura das plantas ao longo do sistema, notando menor altura média de planta na zona de entrada e maior altura média na zona de saída. Os autores associaram o fenômeno ao estágio de degradação/decomposição da matéria orgânica. No início do sistema, há uma região mais redutora, decorrente da presença de matéria orgânica lábil e, conseqüentemente, com menor disponibilidade de nutrientes, ao contrário do que ocorre no seguimento seguinte, onde as condições são mais oxidantes, favorecendo-se a degradação do material orgânico e, com isso, maior disponibilização de nutrientes no meio. Na região final, apesar de também apresentar condições favoráveis à absorção de nutrientes, estes já se encontram em menores concentrações, resultando em menor disponibilidade para assimilação pela vegetação.

Nota-se, também, que a produtividade da alternanthera foi inferior à obtida no cultivo do capim tifton 85, sendo, em média, 25,6% menor. Matos et al. (2009), trabalhando com SACs-EHSS no tratamento de ARS, aplicando uma carga orgânica média de $154,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO, também obtiveram valor médio de produtividade da alternanthera inferior ao obtido no cultivo do capim tifton 85, sendo neste caso 9% menor.

Fia et al. (2011), trabalhando com taxas de carregamentos orgânico variando de 163 a $561 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$, no tratamento de água residuária de suinocultura, obteve valores de produtividade do capim tifton 85, para um período de 60 dias, variando de $4,73$ a $6,26 \text{ t ha}^{-1}$, sendo o maior valor

relacionado à taxa de carregamento orgânico intermediária. Matos et al. (2008) verificaram aumento na produtividade de matéria seca de capim tifton 85 cultivado em SACs-EHSS receptores de maiores cargas orgânicas provenientes das águas residuárias de laticínios. Todavia, valores superiores a $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO provocaram tendência de redução na produtividade de matéria seca.

2.4.2. Desempenho dos SACs-EHSS no que se refere à remoção de nitrogênio

Na Tabela 2.3 estão apresentadas as eficiências médias e o desvio padrão de remoção de nitrogênio total (NT), N-NH_4^+ e N-NO_3^- , bem como as concentrações médias afluentes e efluentes dos sistemas.

Tabela 2.3. Valores médios e desvio-padrão da concentração afluente e efluente de nitrogênio total (NT), N-NH_4^+ e N-NO_3^- e eficiência média (%) na remoção dessas mesmas variáveis, obtidas durante a condução do experimento, nos SACs-EHSS sem vegetação (SP), cultivados com tifton 85 (P1) e cultivados com alternanthera (P2)

Tratamento	NT		N-NH ₄ ⁺		N-NO ₃ ⁻	
	mg L ⁻¹	Rem. (%)	mg L ⁻¹	Rem. (%)	mg L ⁻¹	Rem. (%)
Afluente	437 ± 73	-	321 ± 85	-	0,61 ± 0,08	-
SP	411 ± 52	8 ± 5 a	300 ± 40	3 ± 16 a	0,34 ± 0,06	45 ± 12 a
P1	408 ± 54	13 ± 3 b	320 ± 56	5 ± 17 a	0,34 ± 0,05	48 ± 7 ab
P2	412 ± 53	15 ± 4 b	298 ± 32	13 ± 16 b	0,31 ± 0,03	53 ± 7 b

SP, P1 e P2 – SACs-EHSS sem vegetação, cultivados com tifton e cultivados com alternanthera, respectivamente; Rem. – Porcentagem de remoção de NT, N-NH_4^+ e N-NO_3^- , tendo por base o balanço de massa realizado.

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

De acordo com os dados apresentados na Tabela 2.3, no que se refere às espécies cultivadas, observou-se diferença ($p < 0,10$) apenas na eficiência de remoção de amônio. Verificou-se também, que em todas as situações, as eficiências de remoção obtidas nos SACs-EHSS cultivados com alternanthera diferiram ($p < 0,10$) das obtidas nos SACs-EHSS não

cultivados, sendo os SACs-EHSS cultivados com *alternanthera* mais eficientes.

Os SACs-EHSS cultivados com tifton 85 e os não cultivados não diferiram em termos de eficiência na remoção de amônio e nitrato, contudo, apresentaram diferença na eficiência de remoção de NT, tendo sido obtida maior remoção no cultivado com tifton 85.

Na Figura 2.3 estão apresentadas as eficiências de remoção de NT, $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$ nos SACs-EHSS, durante o período de monitoramento do experimento.

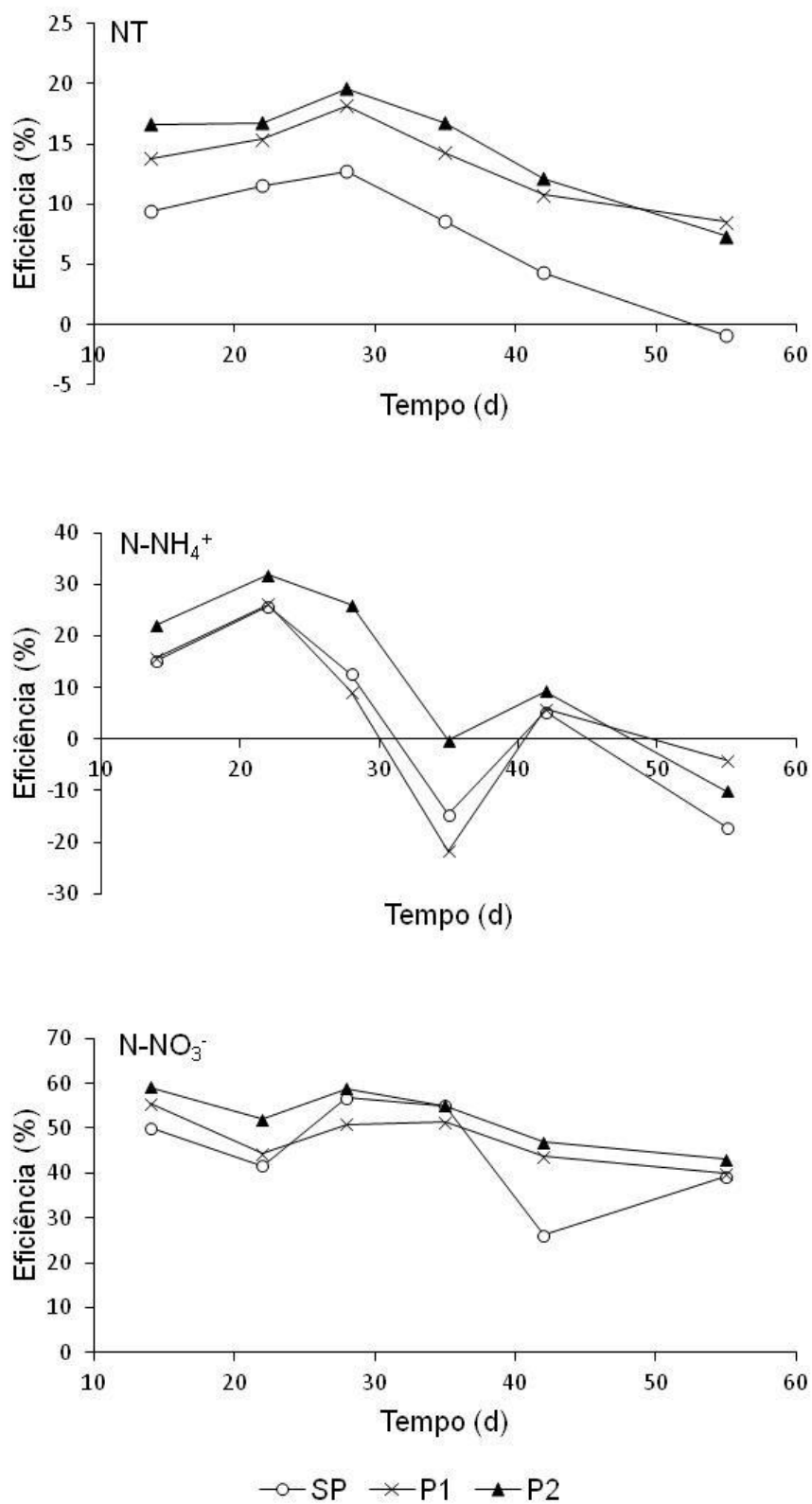


Figura 2.3. Variação da eficiência de remoção de NT, N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ nos sistemas não cultivados (SP), cultivados com tifton 85 (P1) e cultivados com alternanthera (P2), durante o período de monitoramento dos sistemas.

Observa-se que a eficiência na remoção de NT variou com o decorrer do período de monitoramento, sendo negativa na última avaliação feita nos SACs-EHSS não vegetados. Variações na eficiência de remoção de nitrogênio têm sido relatadas na literatura e relacionadas a diversos fatores, tais como às variações de carga orgânica e de nitrogênio aplicadas (FIA, 2009; MATOS et al., 2008), que podem provocar sobrecarga do sistema; e às condições de temperatura ambiente (CALIJURI et al., 2008), que influencia na maior ou menor taxa de degradação do material orgânico. A partir da terceira coleta, notou-se decréscimo na eficiência de remoção de NT, em todos os tratamentos. Tal fato pode estar relacionado ao próprio ciclo de desenvolvimento das plantas, já que na fase de envelhecimento não há absorção de nutrientes na mesma proporção em que ocorre na fase de crescimento (SOUZA et al., 2004).

Ao contrário do observado neste trabalho, Fia et al. (2011) e Matos et al. (2010) não encontraram diferenças significativas de remoção de NT quando comparados SACs-EHSS vegetados e não vegetados. Contudo, os resultados apresentados corroboram com os observados por Sousa et al. (2004), em três anos de estudo, e por Hench et al. (2003), em dois anos de estudo, que obtiveram diferenças significativas na remoção de nutrientes entre sistemas cultivados e não cultivados, atribuindo este fato a presença das macrófitas. Segundo os mesmos autores, à medida que o tempo de operação do sistema aumentou, houve redução na eficiência dos sistemas.

O resultado da análise estatística mostrou que não houve diferença significativa ($p < 0,10$) na eficiência de remoção de NT entre os sistemas cultivados, porém, estes diferiram dos não cultivados, o que sugere que a remoção de nitrogênio se deu, pelo menos em maior parte, pela absorção das plantas.

As eficiências estimadas para remoção de NT foram inferiores às encontradas na literatura, podendo ser consideradas baixas. Matos et al. (2010), aplicando uma carga de $9,3 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de NT, utilizando SACs-EHSS no tratamento de ARS, obtiveram eficiência de remoção de NT de 64%, em sistemas cultivados com tifton 85, e 61% para o cultivado com alternanthera. Fia (2009), também trabalhando com SACs-EHSS no tratamento de ARS, aplicando uma carga de 11,0 a $41,4 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de NTK, obtiveram uma

eficiência de remoção deste nutriente variando de 40 a 26% para os sistemas cultivados com tifton 85. Ramos (2011), no tratamento de água residuária da suinocultura, aplicando uma carga de $10,4 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de NTK, observou remoção de 48% em SAC-EHSS cultivados com erva de bicho, 36% em SAC-EHSS cultivado com vetiver e 38% para os SAC-EHSS sem vegetação. Brasil et al. (2005), no tratamento de esgoto doméstico, aplicando uma carga de 26 a $118 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO, obtiveram eficiências médias de 57 a 33% na remoção de NT em SACs-EHSS cultivados com taboa (*Typha* sp.), para TDH iguais a 1,9 e 3,8 dias, respectivamente. Hench et al. (2003), também no tratamento de esgoto doméstico em SACs-EHSS de pequena escala, aplicando uma carga de $19 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO, obtiveram remoções de NTK de 74 e 29%, no 1º ano, e 31 e 5%, no 2º ano de monitoramento de sistemas cultivados e não cultivados, respectivamente.

Observa-se na Figura 2.3 que ocorreram eficiências negativas na remoção de amônio, ou seja, havia mais N-NH_4^+ na saída que na entrada. A variação entre eficiências negativas e positivas resultou em baixa remoção média deste íon, principalmente nos SACs-EHSS cultivados com tifton 85 e nos SACs-EHSS não vegetados. Matos et al. (2010), aplicando uma carga de $6,7 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de N-NH_4^+ , obtiveram valores de remoção de 56, 52 e 54 % em SACs-EHSS cultivados com tifton 85, *alternanthera* e sem vegetação, respectivamente. Lee et al. (2004) obtiveram eficiências de remoção de amônio de 22, 1 e 6% para tempos de detenção hidráulica iguais a 8,5, 4,3 e 14,7 dias, aplicando-se uma carga de 11,0, 22,0 e $6,0 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de N-NH_4^+ , respectivamente, em SACs-EHSS cultivados com *Eichhornia crassipes*. Fia (2009), tratando ARS, aplicando cargas de 3,5, 4,1 e $4,0 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de N-NH_4^+ , obteve remoções médias de 33, 39 e 41% para SACs-EHSS cultivados com taboa, tifton 85 e sem cultivo, respectivamente. Entretanto, Valentim (2003), tal como neste trabalho, obteve eficiências negativas na remoção do íon amônio. O autor atribuiu o fenômeno ao fato do nitrogênio amoniacal, fruto da conversão do material orgânico, ter seu consumo pelas plantas limitado, não ser oxidado a nitrato e posterior desnitrificado, por não haver liberação suficiente de oxigênio pelas raízes, e por não ser retido no meio suporte, este íon era liberado juntamente com o efluente.

As eficiências obtidas para remoção de nitrato foram, em média, inferiores às encontradas por Lee et al. (2004), que observaram eficiências de 54, 35 e 65%, para os tempos de detenção hidráulica iguais a 8,5, 4,3 e 14,7 dias, aplicando-se uma carga de 0,222, 0,102 e 0,204 $\text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$ de N-NO_3^- , respectivamente. Matos et al. (2010) e Nogueira (2003) observaram valores negativos de eficiência na remoção deste íon.

Segundo Vymazal (2002), acredita-se que a maior parte da remoção de nitrogênio em SCA-EHSS se dê pela amonificação, nitrificação e desnitrificação. Como as eficiências de remoção de amônio foram negativas em algumas coletas, o processo de nitrificação provavelmente não foi significativo. Analisando a variação das eficiências de remoção de nitrato e amônio, nota-se que quando a primeira aumentava, a segunda reduzia, o que sugere a ocorrência de amonificação do nitrato. O processo de amonificação do nitrato ocorre em ambiente anaeróbio, assim como a desnitrificação, contudo, o primeiro pode ser dominante em ambientes onde há abundância de nitrato e carbono, ao passo que o segundo prevalece em ambientes onde há menores concentrações de carbono (KADLEC & WALLACE, 2008). Considerando a carga orgânica adotada, pode-se inferir que os SACs-EHSS eram ricos em carbono, o que pode ter favorecido à amonificação do nitrato.

Acredita-se que as perdas de nitrogênio por meio da volatilização da amônia tenham sido pouco expressivas neste trabalho, já que o valor do pH afluente foi em média igual a 8,0. Segundo von Sperling (2005), em pH superior a 8,0 parte do nitrogênio amoniacal se encontra na forma de NH_3 , podendo ser perdido por volatilização, ainda que apenas em pH igual a 9,5 ocorra o equilíbrio entre a concentração de amônia e a de amônio.

2.5. CONCLUSÕES

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

- A presença de vegetação proporcionou maior remoção de nitrogênio total (NT), já que os SACs-EHSS vegetados foram mais eficientes em relação aos não cultivados;
- Os SACs-EHSS cultivados com *alternanthera* proporcionaram maior eficiência na remoção de nitrato (N-NO_3^-) e amônio (N-NH_4^+) que os cultivados com tifton 85 e que os não cultivados;
- Os SACs-EHSS não proporcionaram condições que favorecessem a ocorrência de nitrificação/desnitrificação;

2.6. REFERÊNCIAS

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

BRASIL, M.S.; MATOS, A.T.; SILVA, C.M.; CECON, P.R.; SOARES, A.A. Modeling of pollution removal in constructed wetlands with horizontal subsurface flow. **Agricultural Engineering Research**, v. 13, n. 2, p. 48-46, 2007.

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

CALIJURI, M.L.; BASTOS, R.K.X.; CAPELETE, B.C.; MAGALHÃES, T.B.; MOREIRA NETO, R.F. Remoção de nitrogênio e fósforo em wetlands construídas: comportamento temporal. In: CONGRESO INTERAMERICANO AIDIS, 31, 2008, Santiago, Chile. Disponível em: <<http://www.npa.net.br/scripts/site/index.php?area=nossasPublicacoes>>. Acesso em: 28 de janeiro de 2012.

FIA, F.R.L.; MATOS, A. T.; FIA, R.; LAMBERT, T. F.; MATOS, M. P. Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 77-89, 2011.

FIA, F.R.L. **Modelos de remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados construídos**. Viçosa: UFV, 2009. 146p. Tese de Doutorado.

FIA, R.; MATOS, A.T.; QUEIROZ, M.E.L.R.; CECON, P.R.; FIA, F.R.L. Desempenho de sistemas alagados no tratamento de águas residuárias do processamento dos frutos do cafeeiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.14, n.12, p. 1323-1329, 2010.

HENCH, K.; BISSONNETTE, G.K.; SEXSTONE, A.J.; COLEMAN, J.G.; GARBUTT, K.; KOUSEN, J.G. Fate of physical, chemical, and microbial contaminant in domestic wastewater following treatment by small constructed wetlands. **Water Research**, v. 37, n. 4, p. 921-927, 2003.

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

KEMPERS, R.H.; ZWEERS, A. Ammonium determination in soil extracts by the salicylate methods. **Commun. In Soil Sci. Plant Anal.**, v. 17, p. 715-723, 1986.

LEE, C.Y.; LEE, C.C.; LEE, F.Y.; TSENG, S.K.; LIAO, C.J. Performance of subsurface flow constructed wetland taking pretreated swine effluent under heavy loads. **Bioresource Technology**, v. 92, p. 173-179, 2004.

LIM, P.E.; WONG, T.F.; LIM, D.V. Oxygen demand, nitrogen and copper removal by free-water-surface and subsurface-flow constructed wetlands under tropical conditions. **Environment International**, v. 26, p. 425-431, 2001.

LIN, Y.F.; JING, S.R.; LEE, D.Y.; CHANG, Y.F.; CHEN, Y.M.; SHIH, H.C. Performance of a constructed wetland treating intensive shrimp aquaculture wastewater under high hydraulic loading rate. **Environmental Pollution**, v. 134, p. 411-421, 2005.

MATOS, A.T. **Práticas de qualidade do meio físico ambiental: água e solo**. Viçosa: Imprensa Universitária, 2012. 89p (no prelo).

MATOS, A.T.; FREITAS, W.S.; LO MONACO, P.A.V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 5, p. 119-132, 2010.

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

MATOS, A.T.; FREITAS, W.S.; LO MONACO, P.A.V. Capacidade extratora de diferentes espécies vegetais cultivadas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 4, n. 2, p. 31-45, 2009.

NOGUEIRA, S.F. **Balço de nutrientes e avaliação de parâmetros biogeoquímicos em áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto**. Piracicaba: Centro de Energia Nuclear na Agricultura, USP, 2003. 137p. Dissertação de mestrado.

OIVEIRA, M.A. **Morfogênese, análise de crescimento e valor nutritivo do capim-tifton 85 (*Cynodon spp.*) em diferentes idades de rebrota.** Viçosa: DZO/UFV, 1999. Dissertação de mestrado.

QUEIROZ, F.M.; MATOS, A.T.; PEREIRA, O.G.; OLIVEIRA, R.A.; LEMOS, A.F. Características químicas do solo e absorção de nutrientes por gramíneas em rampas de tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v. 12, n. 2, p. 77-90, 2004.

RAMOS, N.F.S. **Tratamento de águas residuárias de suinocultura em sistemas alagados construídos: desempenho e modelagem hidráulica-cinética.** Viçosa: DEA/UFV, 2011, 96p. Dissertação de mestrado.

RIBEIRO Jr., J.I. **Análises estatísticas no SAEG.** Viçosa: UFV, 2001. 301p.

RIBEIRO, K.G.; PEREIRA, O.G. Produtividade de matéria seca e composição mineral do capim-tifton 85 sob diferentes doses de nitrogênio e idade de rebrotação. **Cienc. Agrotec.**, Lavras, v. 35, n. 4, p. 811-816, 2011.

SARMENTO, A.P. **Remoção de poluentes em sistemas alagados construídos de escoamento vertical cultivados com diferentes espécies vegetais.** Viçosa: DEA/UFV, 2010, 72p. Dissertação de mestrado.

SOUSA, J.T.; van HAANDEL, A.; LIMA, E.P.C.; HENRIQUE, I.N. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n. 4, p. 285-290, 2004.

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

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Manual: Constructed wetlands treatment of municipal wastewater.** Cincinnati, Ohio: Usepa, Office of Research and Development, 2000. (EPA/625/R-99/010). Disponível em: <http://www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/Design_Manual2000.pdf>. Acesso em: 15 de setembro de 2011.

VALENTIM, M.A.A. **Desempenho de leitos cultivados (“constructed wetlands”) para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação.** Campinas: FEAGRI-UNICAMP, 2003. 210p. Tese de Doutorado.

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

von SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2005. 452p. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.2.

von SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996. 211p. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.2.

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

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. **Wastewater treatment in Constructed Wetlands with horizontal Sub-Surface Flow**. Dordrecht, Netherlands: Springer, 2008. Environmental pollution, volume 14.

YANG, J.E.; SKOGLEY, E.O.; SCHASS, P.E.; KIM, J.J. A simple spectrophotometric determination of nitrate in water, resin and extracts. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 62, p. 1108-1115, 1998.

CONCLUSÕES GERAIS

Com base nos resultados obtidos pode-se concluir que:

- Não houve variação da condutividade hidráulica no substrato saturado contido nos SACs-EHSS, ao longo do tempo de experimentação, porém, houve redução em relação à que foi obtida em substrato limpo;
- Não houve variação espacial na condutividade hidráulica no substrato saturado, dentro de cada tratamento;
- A condutividade hidráulica no substrato saturado, no segundo e terceiro terços dos SACs-EHSS não plantados, foram maiores que as obtidas nos SACs-EHSS plantados;
- O tipo de planta cultivada não proporcionou diferença significativa ($p < 0,10$) entre as condutividades hidráulicas em substrato saturado, nos SACs-EHSS cultivados;
- A presença de vegetação proporcionou maior remoção de nitrogênio total (NT), já que os SACs-EHSS vegetados foram mais eficientes em relação aos não cultivados;
- Os SACs-EHSS cultivados com *alternanthera* proporcionaram maior eficiência na remoção de nitrato ($N-NO_3^-$) e amônio ($N-NH_4^+$) que os cultivados com tifton 85 e que os não cultivados;
- Os SACs-EHSS não proporcionaram condições que favorecessem a ocorrência de nitrificação/desnitrificação.