

FÁTIMA RESENDE LUIZ FIA

**MODELOS DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NUTRIENTES DE
ÁGUAS RESIDUÁRIAS DA SUINOCULTURA EM SISTEMAS ALAGADOS
CONSTRUÍDOS**

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

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2009

FÁTIMA RESENDE LUIZ FIA

**MODELOS DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NUTRIENTES DE
ÁGUAS RESIDUÁRIAS DA SUINOCULTURA EM SISTEMAS ALAGADOS
CONSTRUÍDOS**

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

APROVADA: 18 de dezembro de 2009.

Prof. Alisson Carraro Borges
(Coorientador)

Prof. Marcos von Sperling

Prof^a. Paola Alfonsa Vieira Lo Monaco

Prof. Paulo Afonso Ferreira

Prof. Antonio Teixeira de Matos
(Orientador)

Ao meu querido esposo *Ronaldo Fia.*

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida.

Aos meus pais, José Tadeu Luiz e Maura Lara de Resende Luiz, pelo amor, dedicação e apoio em todos os momentos da minha vida.

Ao Ronaldo, pelo amor, carinho, incentivo e compreensão nos momentos difíceis.

Aos meus irmãos, Matheus e Maria Eduarda, pelo amor, carinho e amizade.

À Universidade Federal de Viçosa e ao Departamento de Engenharia Agrícola, pela oportunidade e infra-estrutura.

Ao CNPq, pela concessão da bolsa de estudos.

Ao Professor Antonio Teixeira de Matos, pela oportunidade, orientação e amizade.

Aos meus coorientadores, professores Alisson Carraro Borges, Paulo Roberto Cecon e Marcos Rogério Tótola, pelas sugestões e esclarecimentos.

Aos membros da banca, professores Marcos von Sperling, Paola Alfonsa Vieira Lo Monaco, Paulo Afonso Ferreira e Alisson Carraro Borges, pelas sugestões apresentadas para o enriquecimento deste trabalho.

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

Aos amigos Gheila, Denis, Mateus, Túlio, Érick e Edgar, pelo apoio e pela dedicação na condução do experimento.

Aos demais amigos e colegas de laboratório, pelo compartilhamento das dúvidas e alegrias.

Aos funcionários do Departamento de Engenharia Agrícola: José Galinari, Marcos, Edna, Renato, Maria José, José Eustáquio, Catitu, Chicão, Altair e Gil, por sempre atenderem às solicitações e pela agradável convivência.

Ao Geraldo, chefe da Divisão de Parques e Jardins, e ao Roberto pela boa vontade na disponibilização de materiais necessários para a montagem e condução do experimento.

Aos meus amigos verdadeiros, pelo convívio e pela amizade sincera.

Às demais pessoas que, direta ou indiretamente, contribuíram para realização deste trabalho, os meus sinceros agradecimentos.

BIOGRAFIA

Fátima Resende Luiz Fia, filha de José Tadeu Luiz e Maura Lara de Resende Luiz, nasceu em 22 de outubro de 1981, em Lavras, MG.

Em março de 2000, iniciou o curso de graduação em Engenharia Agrícola na Universidade Federal de Lavras, concluindo-o em janeiro de 2005.

Em fevereiro de 2005, ingressou no Programa de Pós-Graduação, em nível de Mestrado, em Engenharia Agrícola na Universidade Federal de Viçosa, concentrando seus estudos na Área de Recursos Hídricos e Ambientais, submetendo-se à defesa da dissertação em fevereiro de 2007.

Em março de 2007, ingressou no Programa de Pós-Graduação, em nível de Doutorado, em Engenharia Agrícola na Universidade Federal de Viçosa, concentrando seus estudos na Área de Recursos Hídricos e Ambientais, submetendo-se à defesa de tese em dezembro de 2009.

Em outubro de 2009, tomou posse para o cargo de professor efetivo no Instituto Federal Minas Gerais *Campus* Bambuí.

ÍNDICE

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS	vii
RESUMO	x
ABSTRACT	xii
INTRODUÇÃO GERAL	01
REFERÊNCIAS	04
CAPÍTULO 1 – Remoção de matéria orgânica e determinação de parâmetros cinéticos em sistemas alagados construídos	06
1.1. INTRODUÇÃO	06
1.2. OBJETIVOS	12
1.3. MATERIAL E MÉTODOS	12
1.3.1. Montagem do experimento	12
1.3.2. Água residuária da suinocultura (ARS)	15
1.3.3. Condução do experimento	17
1.3.4. Monitoramento dos SACs	20
1.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	21
1.4.1. Condições ambientais	21
1.4.2. Desempenho dos SACs	23
1.4.2.1. Vazão afluente e efluente dos SACs	23
1.4.2.2. Condutividade elétrica, pH e potencial de oxirredução	26
1.4.2.3. Desempenho dos SACs quanto à remoção de matéria orgânica	30
1.4.3. Modelos de remoção de matéria orgânica em SACs utilizados no tratamento da ARS	35
1.4.3.1. Demanda química de oxigênio	35
1.4.3.2. Demanda bioquímica de oxigênio	43
1.5. CONCLUSÕES	52
1.6. REFERÊNCIAS	54
CAPÍTULO 2 – Remoção de nutrientes e determinação de parâmetros cinéticos em sistemas alagados construídos	60
2.1. INTRODUÇÃO	60
2.2. OBJETIVOS	63
2.3. MATERIAL E MÉTODOS	63
2.3.1. Condução do experimento	64
2.3.2. Monitoramento dos SACs	65
2.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	66
2.4.1. Desempenho dos SACs: remoção de macronutrientes e sódio	66
2.4.1.1. Formas de nitrogênio	66
2.4.1.2. Fósforo	72
2.4.1.3. Potássio, sódio, cálcio e magnésio	75
2.4.2. Desempenho dos SACs: remoção de micronutrientes (Cu e Zn)	80
2.4.3. Modelos de remoção de nitrogênio e fósforo em SACs utilizados no tratamento da ARS	82

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

A_{SUP}	Área superficial do SAC
Al	Alumínio
ARS	Água residuária da suinocultura
C^*	Concentração residual para o modelo proposto por KADLEC & WALLACE (2008)
C_1	Primeiro corte realizado nas espécies vegetais aos 60 dias após o início da aplicação da ARS
C_2	Segundo corte realizado nas espécies vegetais aos 120 dias após o início da aplicação da ARS
C_a	Concentração afluente
C_e	Concentração efluente
C_r	Coefficiente determinado experimentalmente, representando a fração residual do poluente para o modelo proposto por LABER <i>et al.</i> (1999) e COOPER (1999)
Ca^{2+}	Cálcio trocável
CE	Condutividade elétrica
CEN	Capacidade de extração de nutrientes
CN	Concentração foliar do nutriente
Cr	Crômio
Cu	Cobre
CV	Coefficiente de variação
DBC	Delineamento em blocos casualizados
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
Eh	Potencial de oxirredução
Fe	Ferro
Fe^{2+}	Íon de ferro reduzido
Fe^{3+}	Íon de ferro oxidado
FV	Fonte de variação
GL	Grau de liberdade
K	Potássio total
k	Constante de reação de primeira ordem
k-C*	Modelo de degradação da matéria orgânica proposto por KADLEC & WALLACE (2008)
k_T	Valor da constante de reação de primeira ordem a uma temperatura T qualquer
k_{20}	Valor da constante de reação de primeira ordem a 20 °C

Mg	Magnésio
Mg ²⁺	Íon magnésio
MS	Conteúdo de matéria seca
MV	Massa verde
n	Constante do modelo de degradação da matéria orgânica proposto por BRASIL <i>et al.</i> (2007)
N	Nitrogênio total
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
N ₂	Nitrogênio gasoso
NO ₂	Óxido nítrico
N ₂ O	Óxido nitroso
Na	Sódio total
NH ₃	Amônia livre
NH ₄ ⁺	Íon amônio
N-NH ₄ ⁺	Nitrogênio na forma de amônio
Ni	Níquel
NO ₂ ⁻	Nitrito
N-NO ₂ ⁻	Nitrogênio na forma de nitrito
NO ₃ ⁻	Nitrato
N-NO ₃ ⁻	Nitrogênio na forma de nitrato
^{ns}	não significativo
P	Fósforo total
Pb	Chumbo
PB	Proteína bruta
PEAD	Polietileno de alta densidade
pH	Potencial hidrogeniônico
PH ₃	Gás fosfina
PO ₄ ³⁻	Íon fosfato
PMS	Produtividade de massa seca
PMV	Produtividade de massa verde
PVC	Policloreto de vinila
Q	Vazão
Q _a	Vazão média afluyente aos SACs
Q _e	Vazão média efluente dos SACs
QM	Quadrado médio
q	Taxa de carga hidráulica
Rem.	Porcentagem de remoção das variáveis tendo como base o balanço de massa realizado

R^2	Coeficiente de determinação
SAC	Sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal
SAC ₁	SAC controle não cultivado e que recebeu TCO _A de 164 kg ha ⁻¹ d ⁻¹ de DBO
SAC ₂	SAC cultivado com taboa e que recebeu TCO _A de 164 kg ha ⁻¹ d ⁻¹ de DBO
SAC ₃	SAC cultivado com capim tifton-85 e que recebeu TCO _A de 162 kg ha ⁻¹ d ⁻¹ de DBO
SAC ₄	SAC cultivado com taboa e que recebeu TCO _A de 327 kg ha ⁻¹ d ⁻¹ de DBO
SAC ₅	SAC cultivado com capim tifton-85 e que recebeu TCO _A de 327 kg ha ⁻¹ d ⁻¹ de DBO
SAC ₆	SAC cultivado com taboa e que recebeu TCO _A de 460 kg ha ⁻¹ d ⁻¹ de DBO
SAC ₇	SAC cultivado com capim tifton-85 e que recebeu TCO _A de 461 kg ha ⁻¹ d ⁻¹ de DBO
SAC ₈	SAC cultivado com taboa e que recebeu TCO _A de 515 kg ha ⁻¹ d ⁻¹ de DBO
SAC ₉	SAC cultivado com capim tifton-85 e que recebeu TCO _A de 607 kg ha ⁻¹ d ⁻¹ de DBO
SAEG	Sistema para análises estatísticas
SST	Sólidos suspensos totais
TCO _A	Taxa de carga orgânica média tomada com base na área superficial
TCO _{DBO}	Taxa de carga de matéria orgânica na forma de DBO com base na área superficial
TCO _{DQO}	Taxa de carga de matéria orgânica na forma de DQO com base na área superficial
TC _{Cu}	Taxa de carga de cobre com base na área superficial
TC _K	Taxa de carga de potássio com base na área superficial
TC _{Na}	Taxa de carga de sódio com base na área superficial
TC _{NTK}	Taxa de carga de nitrogênio total Kjeldahl com base na área superficial
TC _P	Taxa de carga de fósforo com base na área superficial
TC _{Zn}	Taxa de carga de zinco com base na área superficial
TDH	Tempo de detenção hidráulica
v/v	Volume por volume
Zn	Zinco
Δ	Estimativa de perda de água nos SACs.
ΔG°	Energia livre de Gibbs
*	Significativo a 5% de probabilidade pelo teste F ou pelo teste t

RESUMO

FIA, Fátima Resende Luiz, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, dezembro de 2009.
Modelos de remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados construídos. Orientador: Antonio Teixeira de Matos. Coorientadores: Alisson Carraro Borges, Marcos Rogério Tótola e Paulo Roberto Cecon.

Embora existam, na literatura científica, vários estudos nos quais foi avaliado o potencial uso de sistemas alagados construídos (SACs) no tratamento de águas residuárias, não há uma indicação segura de parâmetros de projeto para o dimensionamento de SACs, principalmente aqueles destinados ao tratamento de águas residuárias agroindustriais. Neste estudo, teve-se por objetivo avaliar o desempenho de SACs no tratamento das águas residuárias da suinocultura (ARS), sob diferentes taxas de carregamento orgânico (TCO_A), e obter parâmetros cinéticos para dimensionamento dos SACs a serem utilizados no tratamento dessas águas, além de avaliar a capacidade de remoção de nutrientes pelas espécies vegetais neles cultivadas. Para possibilitar este estudo, foram construídos, na Área Experimental de Armazenamento e Processamento de Produtos Agrícolas, do Departamento de Engenharia Agrícola da UFV, em condições de casa de vegetação, nove tanques de 2,0 m x 0,5 m x 0,6 m, construídos de fibra de vidro e preenchidos com uma camada de 0,55 m de brita zero, mantendo-se o nível de água a 0,5 m. Nos SAC₃, SAC₅, SAC₇ e SAC₉ foi plantado o capim tifton-85 (*Cynodon* spp.) e nos SAC₂, SAC₄, SAC₆ e SAC₈ foi plantada a taboa (*Typha latifolia*). O SAC₁ foi utilizado como controle, não sendo, nele, cultivada nenhuma espécie vegetal. Após um mês de implantação do experimento, iniciou-se a aplicação da ARS, proveniente do Setor de Suinocultura do Departamento de Zootecnia da UFV, nos SACs. A diferenciação na carga orgânica foi realizada com a aplicação de diferentes vazões afluentes nos SACs, que corresponderam a TCO_A de 163 (SAC₁, SAC₂ e SAC₃), 327 (SAC₄ e SAC₅), 460 (SAC₆ e SAC₇) e 561 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO (SAC₈ e SAC₉), sendo os tempos de detenção hidráulica (TDH) referentes a cada TCO_A , respectivamente de 11,9, 5,9, 4,2 e 3,6 dias. Para avaliação das eficiências na remoção de poluentes, foram realizadas 12 amostragens dos afluentes e efluentes dos SACs, entre os meses de abril e setembro de 2009, sendo o sistema de tratamento monitorado por um período de 120 dias. Nove das 12 amostragens foram feitas ao longo dos SACs, em pontos espaçados a cada 0,33 m do comprimento, para obtenção de coeficientes de degradação da matéria orgânica e de remoção de nutrientes, o que foi efetuado por meio de ajuste de modelos de predição de primeira ordem (REED *et al.*, 1995); e suas variantes, tal como a proposta por BRASIL *et al.* (2007), LABER *et al.* (1999) e COOPER (1999) e por KADLEC & WALLACE

(2008). Aos 60 e aos 120 dias após o início da aplicação da ARS e monitoramento dos sistemas, foram realizados os cortes dos vegetais, a fim de se avaliar a produtividade e os teores de nutrientes na parte aérea da vegetação. Quanto à remoção de matéria orgânica na forma de DBO, não foi verificada diferença estatística ($p < 0,05$) entre os diferentes SACs, sendo que as eficiências médias de remoção variaram entre 75 e 88%. As médias de remoção de DQO e SST variaram entre 67 e 82% e 84 e 90% e diferiram entre si, a 5% de probabilidade, pelo Teste Tukey, para as diferentes taxas de carga orgânicas aplicadas (tratamentos). Houve diferença estatística entre as médias de remoção de nitrogênio nos SACs, tendo sido obtidas maiores remoções naqueles que receberam as menores cargas deste nutriente (SAC₁, SAC₂ e SAC₃), tendo a remoção variado de 26 a 40% para as diferentes TCO_A. Verificaram-se aumentos nas concentrações de nitrato e nitrito ao longo dos SACs, evidenciando a capacidade de nitrificação do meio, mesmo que pequena, nos sistemas que operaram sob as maiores TCO_A. Entre as eficiências médias de remoção de fósforo, verificou-se diferença significativa ($p < 0,05$) entre os diferentes tratamentos, sendo que estas variaram de 65 a 78%, valores que podem ser considerados satisfatórios. A taboa não se adaptou às condições de carregamento impostas aos SACs, produzindo reduzida quantidade de matéria seca (0,75 a 1,76 Mg ha⁻¹) e apresentando completa senescência nos SAC₆ e SAC₈, dois dos que receberam as maiores TCO_A. O capim tifton-85 apresentou bom desenvolvimento e maior produtividade de matéria seca (4,73 a 6,26 Mg ha⁻¹), se destacando em relação à taboa na remoção de nutrientes, exceto no que se refere ao sódio. Apesar de a taboa ter apresentado maior concentração de nutrientes no tecido foliar (exceto nitrogênio e fósforo), o que pode ser atribuído à menor diluição na biomassa produzida, foi a capacidade de produção de biomassa o fator responsável pelas maiores porcentagens de remoção apresentadas pelo capim tifton-85. Em relação aos ajustes de modelos cinéticos, verificou-se que o modelo de primeira ordem e o proposto por LABER *et al.* (1999) e COOPER (1999) não se ajustaram bem aos dados obtidos neste trabalho, enquanto os modelos de BRASIL *et al.* (2007) e KADLEC & WALLACE (2008) proporcionaram bom ajuste e descreveram com precisão a cinética de remoção da matéria orgânica (DBO e DQO) e de nutrientes (NTK e P) nos sistemas avaliados, apresentando, geralmente, R² superior a 90%.

ABSTRACT

FIA, Fátima Resende Luiz, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, December 2009.
Models for removal of organic matter and nutrients from swine wastewater in constructed wetland. Adviser: Antonio Teixeira de Matos. Co-advisers: Alisson Carraro Borges, Marcos Rogério Tótola and Paulo Roberto Cecon.

Although there are various studies in scientific literature in which the potential use of constructed wetland (CWs) on treatment of wastewater, there is no secure indication of project parameters for sizing of CWs, principally those destined for treatment of agroindustrial wastewater. The objective of this study was to evaluate the performance of CWs for treatment of swine wastewater (SWW), with different organic loading rates (OLR), and obtain kinetic parameters for sizing of CWs to be used for treatment of these waters, as well as evaluate the nutrient removal capacity by cultivated plant species. To perform this study, nine tanks were constructed at the Experimental Area of Agricultural Product Storage and Processing, of the Department of Agricultural Engineering, UFV, each measuring 2.0 m x 0.5 m x 0.6 m, built of fiberglass, filled with a 0.55 m layer of crushed stone # zero, and a water level maintained at 0.5 m. CW₃, CW₅, CW₇ and CW₉ were planted with Tifton 85 Bermudagrass (*Cynodon* spp.) and in CW₂, CW₄, CW₆ and CW₈ cattail was planted (*Typha latifolia*). The CW₁ was used as control, in which no plant species was cultivated. After one month of experimental implementation, application of the ARS was initiated in the CWs, provided by the Swine Producing Sector of the Animal Science Department of UFV. The corresponding OLR of 163 (CW₁, CW₂ and CW₃), 327 (CW₄ and CW₅), 460 (CW₆ and CW₇) and 561 kg ha⁻¹ d⁻¹ of BOD (CW₈ and CW₉) were applied for the hydraulic retention times (HRT) referring to each OLR, respectively, of 11.9, 5.9, 4.2 and 3.6 days. For evaluation of the pollutant removal efficiencies, 12 samples were taken of the CW influent and effluents, between the months of April and September of 2009, for a system monitoring period of 120 days. Nine of the 12 samples were performed along the CWs, in points spaced at every 0.33 m of length to obtain the coefficients of organic matter degradation and removal of nutrients, which was performed by adjusting first order prediction models (REED *et al.*, 1995), and its variants, as proposed by BRASIL *et al.* (2007), LABER *et al.* (1999), COOPER (1999) and KADLEC & WALLACE (2008). At 60 and 120 days after beginning application of ARS and monitoring of the systems, the grasses were cut to evaluate productivity and nutrient levels in the aerial part of the plants. In regards to organic matter removal in the form of BOD, no statistical difference (p<0.05) was verified between the different CWs, being that the average removal efficiencies varied between 75 and 88%. The average COD and TSS varied from 67 to 82% and 84 to 90% and differed among themselves at 5% probability by the Tukey Test for the different OLR

(treatments). There was statistical difference between the averages of nitrogen removal in the CWs, where the greatest removals were obtained in those which received the lowest nutrient loads (CW₁, CW₂ and CW₃), varying from 26 to 40% for the different OLR. Increase in the concentrations of nitrate and nitrite was verified along the CWs, proving the nitrification capacity of the medium, although small, in systems that operate under greater OLR. Among the efficiencies measured for removal of phosphorus, significant difference ($p < 0.05$) was verified between the different treatments, varying between 65 and 78%, values that can be considered satisfactory. Cattail did not adapt to the loading conditions imposed on the CWs, producing a reduced quantity of dry material (0.75 to 1.76 Mg ha⁻¹) and presenting complete senescence in CW₆ and CW₈ which received the greatest OLR. Tifton 85 Bermudagrass presented good development and greater productivity of dry material (4.73 to 6.26 Mg ha⁻¹), standing out in relation to cattail for nutrient removal, except for sodium. Despite cattail presenting a greater concentration of nutrients in leaf tissue (except nitrogen and phosphorus), which can be attributed to the lower dilution in the produced biomass, the biomass production capacity was the factor responsible for the greater removal percentages presented by the Tifton 85 Bermudagrass. In relation to adjustment of kinetic models, it was verified that the first order model and that proposed by LABER *et al.* (1999) and COOPER (1999) did not adjust well to the data obtained in this study, while the models of BRASIL *et al.* (2007) and KADLEC & WALLACE (2008) were more suitable and precisely described kinetics for removal of organic matter (BOD and COD) and nutrients (TKN and P) in the evaluated systems, generally presenting R² greater than 90%.

INTRODUÇÃO GERAL

A demanda por maior quantidade de alimentos tem levado à necessidade de aumento na produção agropecuária e na implantação de sistemas intensivos de cultivo, tanto vegetal como animal. Neste contexto, a produção de carne suína no Brasil vem crescendo nos últimos anos e o estado de Minas Gerais aparece em quarto lugar no ranking brasileiro, representando 11,5% da produção nacional, atrás de Santa Catarina, Rio Grande do Sul e Paraná (ABIPECS, 2008). Apesar da criação de animais em sistemas de confinamento apresentar características positivas sob o ponto de vista econômico e operacional, trazem consequências que determinam especial atenção para que seus efeitos não se transformem em prejuízo, principalmente para o meio ambiente.

A suinocultura é considerada uma atividade de elevado potencial poluente ao meio ambiente, sendo que o maior destaque tem sido dado à contaminação da água e do solo, decorrentes do manejo impróprio de seus resíduos.

Tradicionalmente, efluentes animais são aplicados em áreas cultivadas (KUNZ *et al.*, 2005), já que os nutrientes contidos nos dejetos animais são úteis para a produção vegetal, podendo substituir fertilizantes comerciais na atividade. Entretanto, esta forma de destinação final desses resíduos torna-se inadequada caso a capacidade do sistema solo-planta seja ultrapassada com a aplicação de nutrientes em excesso, uma vez que pode trazer impactos às águas superficiais e subterrâneas.

Em países da Europa, como Holanda e Bélgica, os dejetos são transportados centenas de quilômetros até regiões agrícolas não produtoras de suínos para serem dispostos, pois nas regiões produtoras de suínos há constatação de contaminação das águas subterrâneas por nitratos e fosfatos, originada da disposição constante e prolongada de dejetos nos solos agrícolas (MEERS *et al.*, 2008). Por esta razão, em ambos os países não é permitida a abertura de novas granjas suínícolas. Na Alemanha, o monitoramento da concentração de nitrogênio e fósforo nos solos já demonstra saturação desse meio (BLEY Jr., 2001). No Brasil, há tendência de translocação das granjas produtoras de suínos da região sul (maior produtora) para a região centro-oeste (MIELE & GIROTTO, 2006; WEYDMANN, 2009; FALCÃO & MEDEIROS, 2003), entre outros fatores, pela saturação do solo com os dejetos e a falta de disponibilidade de novas áreas para disposição de resíduos.

Entre outras formas de tratamento de águas residuárias da suinocultura, podem ser citados os reatores anaeróbios (FERNANDES & OLIVEIRA, 2006; PEREIRA-RAMIREZ *et al.*, 2004; CAMPOS *et al.*, 2005), os quais, geralmente, não atendem à legislação ambiental vigente para o lançamento de efluentes em corpos de água e as lagoas de estabilização (BELLI FILHO *et al.*, 2001; ZANOTELLI *et al.*, 2002; ALVES, 2004), as quais demandam grandes áreas para a execução do tratamento. Novos sistemas de tratamento têm sido desenvolvidos e, ou, adaptados ao tratamento das águas residuárias da suinocultura (ARS) e dentre eles os sistemas alagados construídos (SACs) ou *constructed wetlands*. Estes sistemas têm sido utilizados para o tratamento de águas residuárias pré-tratadas em filtros orgânicos (MATOS *et al.*, 2009), em tanques sépticos (GONZÁLES *et al.*, 2009); em lagoas anaeróbias (HUNT *et al.*, 2003; STONE *et al.*, 2004); e em reatores anaeróbios (HUSSAR, 2001; TOBIAS, 2002; LEE *et al.*, 2004).

Os SACs têm como componentes principais o meio suporte, que pode ser solo, areia, brita ou outro material, espécies vegetais características de ambientes alagados, além de microrganismos associados a estes elementos e que são os principais responsáveis pela remoção dos contaminantes da água residuária. Devem ser projetados de forma a se maximizar os processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem quando a água, o meio suporte (solo, areia, brita ou outro material), as plantas, os microrganismos e a atmosfera interagem, promovendo, com isso, o tratamento da água residuária.

A vegetação implantada nesses sistemas atua como extratora de macro e micronutrientes necessários ao seu crescimento, além de transferir oxigênio para o substrato, possibilitando a formação de sítios aeróbios em torno de rizomas e raízes. Estas plantas também favorecem o desenvolvimento dos filmes biologicamente ativos que propiciam a degradação dos compostos orgânicos, depurando o meio (MARQUES, 1999).

O tratamento de águas residuárias em SACs apresenta as seguintes vantagens em relação aos sistemas convencionais: baixo custo de implantação e operação, pouca mecanização, baixa manutenção e fácil operação. O Brasil é um país que oferece excelentes condições climáticas e ambientais para a implantação deste tipo de sistema (VALENTIM, 2003).

Estudos avaliando a potencialidade de SACs no tratamento de efluentes podem ser encontrados na literatura, no entanto, não há uma indicação segura de parâmetros de projeto para o dimensionamento de SACs, principalmente daqueles destinados ao

tratamento de águas residuárias agroindustriais, pois são escassos os sistemas avaliados continuamente e por longo período de tempo. Além disso, nem sempre os parâmetros de análise e a metodologia de condução adotada pelos pesquisadores coincidem, gerando, às vezes, dificuldades de comparação dos resultados obtidos nos diversos trabalhos. Desta forma, com a realização deste estudo, teve-se por objetivo geral avaliar o desempenho de SACs, quando submetidos à aplicação de diferentes cargas orgânicas, além da obtenção de parâmetros cinéticos para o dimensionamento desses sistemas, no tratamento da ARS.

REFERÊNCIAS

ABIPECS - Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína. *Relatório ABIPECS 2008*. Disponível em <<http://www.abipecs.org.br>>. Acesso em 01 set 2009.

ALVES, R.V. *Avaliação de desempenho de lagoas de estabilização para o tratamento de dejetos de suínos: aspectos microbiológicos*. Viçosa: UFV, 2004. 114f. Dissertação de Mestrado.

BELLI FILHO, P.; CASTILHOS Jr., A.B.; COSTA, R.H.R.; SOARES, S.R.; PERDOMO, C.C. Tecnologias para o tratamento de dejetos de suínos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.5, n.1, p.166-170, 2001.

BLEY Jr., C. A suinocultura e o meio ambiente. Encontros técnicos Abraves-SC, 2000. *Memórias...* Concórdia: EMBRAPA-CNPASA, 2001. 95p.

CAMPOS, C.M.M.; DAMASCENO, L.H.S.; MOCHIZUKI, E.T.; BOTELHO, C.G. Avaliação do desempenho do reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) em escala laboratorial na remoção da carga orgânica de águas residuárias da suinocultura. *Ciênc. agrotec.*, v.29, n.2, p.390-399, 2005.

FALCÃO, J.F.N.; MEDEIROS, J.X. Análise das vantagens do deslocamento da suinocultura integrada para a região centro-oeste: o caso Projeto Buriti da Perdigão. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE ECONOMIA E GESTÃO DE REDES AGROALIMENTARES, 4, Ribeirão Preto-SP, 2003. *Anais...* Ribeirão Preto: FEA/USP, 2003. CD-ROM.

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

GONZÁLEZ, F.T.; VALLEJOS, G.G.; SILVEIRA, J.H.; FRANCO, C.Q.; GARCÍA, J.; PUIGAGUT, J. Treatment of swine wastewater with subsurface-flow constructed wetlands in Yucatán, Mexico: Influence of plant species and contact time. *Water SA*, v.35, p.335-342, 2009.

HUNT, P.G.; MATHENY, T.A.; SZÖGI, A.A. Denitrification in constructed wetlands used for treatment of swine wastewater. *J. Environ. Qual.*, v.32, p.727-735, 2003.

HUSSAR, G.J. *Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura*. Campinas: FEAGRI-UNICAMP, 2001. 118f. Dissertação de Mestrado.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M.M.; OLIVEIRA, P.A. Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. *Cadernos de Ciência & Tecnologia*, v.22, n.3, p.651-665, 2005.

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.

MARQUES, D.M. Terras Úmidas Construídas de Fluxo Subsuperficial. In: CAMPOS, J.R. (Coord.). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p.409-435. Projeto PROSAB.

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

MEERS, E.; TACK, F.M.G.; TOLPE, I.; MICHELS, E. Application of a full-scale constructed wetland for tertiary treatment of piggery manure: monitoring results. *Water Air Soil Pollution*, v.193, n.1-4, p.15-24, 2008.

MIELE, M.; GIROTTI, A.F. *Tendências e incertezas para a construção de cenários na suinocultura*. Concórdia: EMBRAPA-CNPSA, 2006. 6p. Comunicado Técnico, 424.

PEREIRA-RAMIREZ, O.; QUADRO, M.S.; ANTUNES, R.M.; KOETZ, P.R. Influência da recirculação e da alcalinidade no desempenho de um reator UASB no tratamento de efluente de suinocultura. *Revista Brasileira de Agrociência*, v.10, n.1, p.103-110, 2004.

STONE, K.C.; POACH, M.E.; HUNT, P.G.; REEDY, G.B.; Marsh-pond-marsh constructed wetland design analysis for swine lagoon wastewater treatment. *Ecological Engineering*, v.23, n.2, p.127-133. 2004.

TOBIAS, A.C.T. Tratamento de resíduos da suinocultura: uso de reatores anaeróbios sequenciais seguido de leitos cultivados. Campinas: FEAGRI-UNICAMP, 2002, 123f. Tese de Doutorado.

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

WEYDMANN, C.L. Suinocultura e meio ambiente: evidências dos EUA. In: CONGRESSO DA SOBER, 42, 2004. *Anais...* Cuiabá: SOBER, 2004. CD-ROM.

ZANOTELLI, C.T.; COSTA, R.H.R.; HOFFMANN, D.M.; PERDOMO, C.C.; RAFIKOV, M. Desempenho de lagoa facultativa com aeração no tratamento de dejetos suínos. In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL, 28, 2002. *Anais...* Cancún: AIDIS, 2002. CD-ROM.

CAPÍTULO 1 – Remoção de matéria orgânica e determinação de parâmetros cinéticos em sistemas alagados construídos

1.1. INTRODUÇÃO

A quantidade total de resíduos líquidos produzidos por suínos varia de acordo com a idade dos animais. Além disso, os dejetos podem apresentar grandes variações na concentração de seus componentes, dependendo da diluição e da modalidade como são manuseados e armazenados (OLIVEIRA, 1993).

A disposição *in natura* do efluente de um sistema de produção de suínos em corpos hídricos receptores ainda é um procedimento adotado em muitas propriedades rurais, uma vez que não possuem sistema de tratamento desses resíduos gerados. Este procedimento provoca alterações nas propriedades físicas e químicas do corpo hídrico receptor e também oferece riscos à saúde pública e ao abastecimento de água potável pela introdução de seres ou elementos contaminantes, patogênicos ou tóxicos. Assim, sistemas de tratamento de efluentes de baixo custo de implantação e operação devem ser desenvolvidos e adaptados ao tratamento dos efluentes da suinocultura, dentre os quais se destacam os sistemas alagados construídos (SACs) ou *constructed wetlands*.

Os SACs têm sido aplicados com sucesso no tratamento de esgoto doméstico, águas de escoamento superficial, águas residuárias industriais e agroindustriais entre outras (MATOS *et al.*, 2009; FIA *et al.*, 2008; MATOS *et al.*, 2008; BRASIL *et al.*, 2005; BATCHELOR & LOOTS, 1997; BADKOUBI *et al.*, 1998; LABER, *et al.*, 1999). Estes sistemas têm demonstrado consistente capacidade de remover carbono orgânico e material particulado de águas residuárias, mensurados por meio da medida de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), carbono orgânico total (COT) e sólidos suspensos totais (SST).

Nos SACs, os poluentes são removidos via mecanismos físicos, químicos e biológicos. Pesquisas têm mostrado que a remoção orgânica não sofre flutuações relacionadas com as flutuações térmicas (VYMAZAL, 1999; IWA, 2000). Isto sugere que o primeiro mecanismo de remoção é físico, seguido pelo mecanismo de degradação biológica, de modo que os sólidos suspensos são comumente removidos, inicialmente, por filtração e, em seguida, são degradados via aeróbia e, ou, anaeróbia na superfície ou nos interstícios do meio suporte (BATCHELOR & LOOTS, 1997).

Para KINCANON & McANALLY (2004), a capacidade de um SAC em remover poluentes é função de suas características físicas, químicas e biológicas. Estas características e o posterior desempenho dos sistemas podem ser descritos por meio de modelos matemáticos que, por sua vez, podem auxiliar na compreensão de como se processa a remoção de poluentes e a dinâmica desta remoção no sistema.

Os modelos mais comuns utilizados em projetos de SACs são aqueles que empregam equações de primeira ordem, que predizem um decaimento exponencial entre as concentrações de entrada e saída, sob condições permanentes do afluente (ROUSSEAU *et al.*, 2004). Para STEIN *et al.* (2006), o modelo de primeira ordem reúne as influências biológicas e físicas na remoção de matéria orgânica e as recicla em um único parâmetro (k) e prevê que a concentração de matéria orgânica afluente tenderá assintoticamente a zero. Para a aplicação deste modelo, presume-se que as transformações químicas são irreversíveis, ocorrendo sob taxa de reação homogênea de primeira ordem (Gupta, 1989; Chapra, 1997; *apud* KINCANON & McANALLY, 2004). A cinética de primeira ordem de degradação (Equação 1.1) representa o modelo básico para modelagem de SACs, sendo amplamente empregados nos EUA (USEPA, 1993; METCALF & EDDY, 1991; REED *et al.*, 1995), Austrália (MITCHELL & McNEVIN, 2001) e Europa (Cooper *et al.*, 1996; Vymazal *et al.*, 1998; *apud* MITCHELL & McNEVIN, 2001).

Uma forma comum da equação de primeira ordem é apresentada por KADLEC & WALLACE (2008):

$$C_e = C_a \cdot e^{(-k/q)} \quad (1.1)$$

em que,

C_e = concentração efluente ($M L^{-3}$);

C_a = concentração afluente ($M L^{-3}$);

k = constante de reação de primeira ordem ($L T^{-1}$);

q = taxa de carga hidráulica ($L T^{-1}$).

Outra forma da equação de primeira ordem, a qual usa o tempo de detenção hidráulica (TDH) é apresentada pela Equação 1.2 (REED *et al.*, 1995):

$$C_e = C_a \cdot e^{(-k \cdot TDH)} \quad (1.2)$$

em que,

TDH = tempo de detenção hidráulica (T);

k = constante de reação de primeira ordem (T^{-1}).

O efeito da temperatura é expresso pela constante k_T (k), a qual é determinada pelo uso da equação de Arrhenius, tal como apresentado na Equação 1.3 (KADLEC & WALLACE, 2008):

$$k_T = k_{20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (1.3)$$

em que,

k_T = constante de remoção dependente da temperatura do líquido residente no sistema (d^{-1});

k_{20} = constante de remoção a 20 °C (d^{-1});

T = temperatura do líquido residente no sistema (°C).

Embora o modelo cinético de primeira ordem seja visto como o mais adequado para a descrição da remoção de poluentes, tomando-se por base o conhecimento que se tem, atualmente, sobre o assunto (IWA, 2000), este ainda não é considerado plenamente satisfatório (KADLEC, 2000). A análise ou predição do desempenho de SACs é baseada nas premissas de que são sistemas permanentes com escoamento do tipo pistão (USEPA, 1993), esta abordagem ignora a influência de fatores como precipitação, evapotranspiração e padrões de escoamento disperso (CARLETON, 2002).

Por meio de pesquisas, KADLEC (2000) ilustra as inadequações dos modelos de escoamento do tipo pistão com o decaimento de primeira ordem, inerente ao comportamento da reação de contaminantes nesse sistema de tratamento. Isto é, a pesquisa demonstrou que o modelo de escoamento do tipo pistão, comumente utilizado para quantificar o desempenho de SACs, não disponibiliza informações sobre as condições para as quais os parâmetros foram obtidos. Sendo que os parâmetros desse modelo, constante de reação (k) e concentração efluente (C_e) demonstram aparente dependência da concentração afluenta (C_a) e da taxa de carga hidráulica de aplicação (q), entretanto, não está sendo incluído o efeito da dispersão com o objetivo de corrigir

o escoamento não ideal. Segundo o autor, o fenômeno pode ser entendido como o resultado de uma interdependência simultânea entre k e a velocidade de escoamento associado a outras variáveis como superfície do biofilme e densidade da vegetação. Este fato põe em questão a validade do modelo (CARLETON, 2002), ou seja, se (k) não é uma constante verdadeira, o modelo não pode ser usado para prever o desempenho sob condições diferentes daquelas em que os parâmetros foram obtidos.

Reconhecendo as carências do modelo de primeira ordem, KADLEC & WALLACE (2008) propuseram um modelo modificado de primeira ordem, muitas vezes denominado de modelo k - C^* . Este modelo permite uma concentração residual (C^*), ou seja, um limite inferior diferente de zero, em vez da abordagem do modelo de primeira ordem que tende a zero. Conceitualmente, a inclusão de C^* conta para a geração de matéria orgânica dentro do SAC, introduzida por fontes externas e a existência de uma fração recalcitrante da matéria orgânica afluyente (STEIN *et al.*, 2006).

O modelo de primeira ordem k - C^* modificado proposto por KADLEC & WALLACE (2008) assume que a taxa de remoção pode ser obtida utilizando-se as Equações 1.4 e 1.5:

$$J = k \cdot (C_e - C^*) \quad (1.4)$$

$$R = k_v \cdot (C_e - C^*) \quad (1.5)$$

em que,

J = taxa de remoção com base na área ($M L^{-2} T^{-1}$);

R = taxa de remoção volumétrica ($M L^{-3} T^{-1}$);

k = constante de reação com base na área ($L T^{-1}$);

k_v = constante de reação volumétrica (T^{-1});

C^* = concentração residual ($M L^{-3}$).

As Equações 1.4 e 1.5 são usadas combinadas com o balanço de massa de água no sistema, para se obter o perfil de concentração do poluente, o qual pode ser obtido utilizando-se as Equações 1.6 e 1.7:

$$C_e - C^* = (C_a - C^*) \cdot e^{\left(\frac{-k \cdot y}{q}\right)} \quad (1.6)$$

$$C_e - C^* = (C_a - C^*) \cdot e^{(-k_v \cdot TDH)} \quad (1.7)$$

em que,

C_a = concentração afluyente ($M L^{-3}$);

q = taxa de carga hidráulica ($L T^{-1}$);

TDH = tempo de detenção hidráulica (T).

Uma variação desses modelos foi adaptada, a partir do modelo proposto por LABER *et al.* (1999) e COOPER (1999), para dimensionamento de SACs.

$$\frac{C_e}{C_a} = C_r \cdot e^{-k \cdot \left(\frac{A_{SUP}}{Q}\right)} \quad (1.8)$$

em que,

C_r = coeficiente determinado experimentalmente, representando a fração residual do poluente (adimensional);

k = constante de reação de primeira ordem, com base na área ($L T^{-1}$);

A_{SUP} = área superficial do SAC (L^2);

Q = vazão afluyente ($L^3 T^{-1}$).

Para BRASIL *et al.* (2007) a inadequação do modelo cinético de primeira ordem, com concepção de escoamento do tipo pistão, na predição de remoção de matéria orgânica, deve-se ao fato da constante de remoção (k) variar ao longo dos SACs, decrescendo do início para o final do leito de tratamento. E esse decréscimo é devido, provavelmente, ao aumento da matéria orgânica recalcitrante que persiste ao longo do sistema, induzindo a uma superestimativa de remoção deste constituinte. Assim, BRASIL *et al.* (2007) propuseram inserir novo coeficiente na Equação 1.2, de modo que esta seja mais representativa da cinética de degradação de matéria orgânica do sistema alagado, sendo expressa pela Equação 1.9:

$$C_e = C_a \cdot e^{(-k \cdot TDH^n)} \quad (1.9)$$

em que,

C_e = concentração efluente ($M L^{-3}$);

C_a = concentração afluenta ($M L^{-3}$);

k = constante de reação de primeira ordem (T^{-1});

TDH = tempo de detenção hidráulica (T);

n = constante da equação.

Em que n é o coeficiente representativo do aumento da resistência de degradação do material orgânico remanescente mais a jusante no leito e da redução do tempo de detenção hidráulica por causa dos efeitos de distribuição do TDH no sistema. Esta redução do TDH pode ocorrer por vários fatores, tais como, formação de volume “morto” junto à zona radicular das plantas, efeito da velocidade de deslocamento dos poluentes da água residuária (CARLETON, 2002; KADLEC, 2003) e dispersão dos poluentes no meio (SULIMAN *et al.*, 2004).

Diante da complexidade dos SACs, modelos mais avançados, tais como modelos computacionais (elementos finitos e diferenças finitas), que tentam explicar a complexidade hidráulica em um meio poroso combinada com os muitos processos envolvidos na redução da poluição, têm sido propostos a fim de melhorar a predição dos parâmetros (POLPRASERT *et al.*, 1998; McBRIDE & TANNER, 2000; SHEPHERD *et al.*, 2001; WYNN & LIEHR, 2001; LANGERGRABER, 2003). No entanto, atualmente, sabe-se que, mesmo modelos complexos, não conseguem descrever os processos de dispersão e remoção de forma satisfatória.

Um estudo sobre modelagem de SACs com escoamento subsuperficial horizontal foi apresentado por ROUSSEAU *et al.* (2004) onde muitas equações de desempenho foram avaliadas criticamente, confirmando que a complexidade dos modelos não tem produzido correspondente aumento na confiabilidade e precisão dos processos avaliados.

Embora muitos dos modelos avançados ofereçam alternativas conceitualmente superiores e ressalte a falta de um modelo padrão aceito, os modelos de primeira ordem simples (k) e modificado ($k-C^*$) são os modelos mais amplamente utilizados para predizer o desempenho de remoção de poluentes em SACs (IWA, 2000; USEPA, 2000).

O conhecimento da cinética de degradação da matéria orgânica é importante para a concepção e operação de SACs, bem como para a previsão da qualidade do

efluente final. No entanto, se por um lado existe uma grande dificuldade em se descrever matematicamente a cinética de conversão, devido à complexidade dos SACs, por outro lado, modelos matemáticos complexos não são desejáveis, especialmente se eles não conseguem descrever, adequadamente os fenômenos envolvidos no processo (PILOTTO, 2004).

1.2. OBJETIVOS

Neste trabalho objetivou-se estudar o desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal (SACs), cultivados com *Typha latifolia* e *Cynodon* spp., quando submetidos a quatro taxas de carga orgânica no tratamento da ARS, e obter parâmetros cinéticos pelo ajustamento de equações que descrevam a degradação da matéria orgânica.

1.3. MATERIAL E MÉTODOS

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

1.3.1. Montagem do experimento

O experimento foi constituído por nove sistemas alagados de escoamento subsuperficial horizontal (SACs), construídos sob casa de vegetação para o tratamento das águas residuárias da suinocultura (ARS). Esta possuía 12 m de comprimento por 8 m de largura e pé-direito de 2,5 m, apresentando uma abertura ao longo de uma das laterais (janela) a qual era mantida aberta durante o período diurno, para evitar o aumento excessivo da temperatura no interior da mesma (Figura 1.1).



Figura 1.1. Vista da casa de vegetação onde foram implantados os SACs.

Os SACs em escala piloto foram constituídos por caixas de fibra de vidro, nas dimensões de 0,6 m de altura x 0,5 m de largura x 2,0 m de comprimento, assentadas sobre o solo, em declividade de $0,01 \text{ m m}^{-1}$. Objetivando-se regularizar a velocidade da ARS, nas seções de entrada e saída, preencheu-se 0,10 m com brita nº 2 (diâmetro de 19 a 25 mm) a montante e a jusante, respectivamente, enquanto todo o restante do leito do SAC foi preenchido com brita zero (diâmetro D-60 = 7,0 mm, coeficiente de uniformidade - $CU \text{ D60/D10} = 1,6$ e volume de vazios inicial de $0,494 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) até a altura de 0,55 m, deixando-se uma borda livre de 0,05 m. O nível d'água foi mantido a 0,05 m abaixo da superfície do material suporte (Figura 1.2). Cada SAC possuía um sistema de drenagem localizado na parte oposta à entrada da ARS, que ocupava toda largura do leito, feito com tubo PVC de 32 mm de diâmetro, com furos de aproximadamente 5 mm de diâmetro (Figura 1.3).

No sentido longitudinal de cada SACs foram implantados cinco tubos de PVC de 32 mm perfurados e espaçados de 0,33 m, para realizar a amostragem da ARS ao longo do sistema.

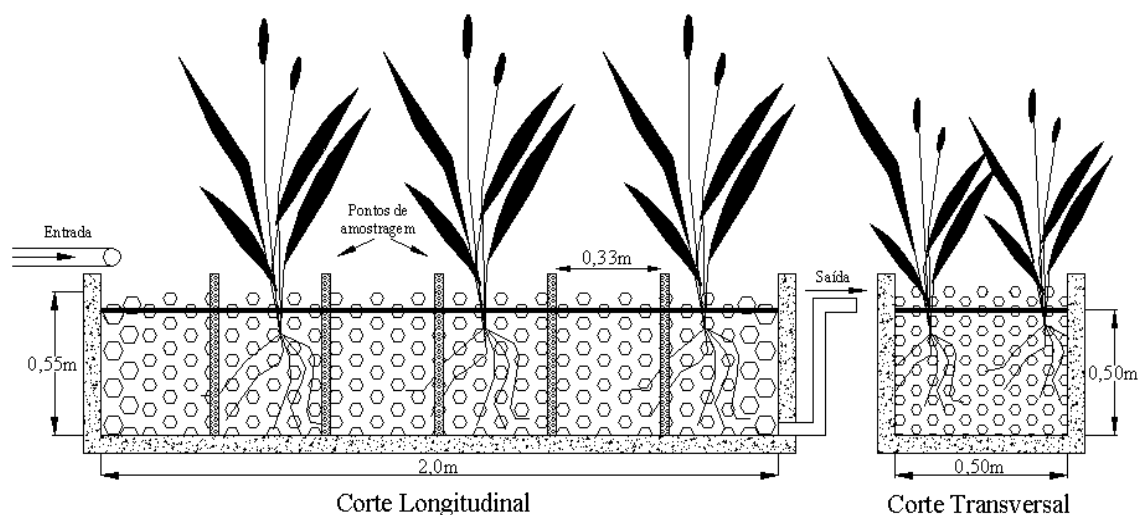


Figura 1.2. Diagrama esquemático do SAC.



Figura 1.3. Sistema de drenagem implantado na área experimental (a) e detalhe do sistema de drenagem implantado nos SACs (b).

Após a instalação, os SACs foram preenchidos com o material suporte, sendo, então, feita uma lavagem do material, objetivando-se retirar parte dos finos (pó de pedra) presentes. Para o plantio da vegetação, os SACs foram saturados com esgoto doméstico diluído em água do sistema de abastecimento da UFV, na proporção 20/80 (v/v), respectivamente.

Nos SAC₃, SAC₅, SAC₇ e SAC₉ foi plantado o capim tifton-85 (*Cynodon* spp.) e nos SAC₂, SAC₄, SAC₆ e SAC₈ foi plantada a taboa (*Typha latifolia*). O SAC₁ foi utilizado como controle, não sendo nele cultivada nenhuma espécie vegetal. No que se refere à taboa, foram utilizados propágulos vegetativos (rizomas), obtidos em várzea existente nas proximidades do local do experimento. Inicialmente, o transplante foi feito com a planta inteira. Após três dias do plantio, verificou-se a murcha completa das mesmas, quando se procedeu ao corte da parte aérea. Em relação ao tifton-85, foram plantados segmentos de caule com quatro a seis nós, sendo retiradas quase todas as

folhas das plantas. Os segmentos de caule foram introduzidos no substrato, ficando parcialmente cobertos com pequena camada de brita (0,10 m). A densidade de plantio foi de 14 propágulos por m² (14 propágulos por SAC) para taboa e de 20 propágulos por m² (20 propágulos por SAC) para o tifton-85 (Figura 1.4).



Figura 1.4. Vista geral dos SACs após o plantio da taboa e do capim tifton-85.

1.3.2. Água residuária da suinocultura (ARS)

A ARS utilizada no experimento foi proveniente do Setor de Suinocultura do Departamento de Zootecnia da UFV. Esta suinocultura é classificada como do tipo ciclo completo, por possuir matrizes destinadas à produção de suínos terminados. A limpeza das baias era feita por meio de raspagem dos dejetos sólidos conduzidos para uma esterqueira e, posteriormente, por meio da lavagem do piso. As águas da lavagem eram conduzidas para um tanque de alvenaria com 8,5 m de largura, 14 m de comprimento e profundidade média de 1,8 m. Neste tanque, a ARS passava por um tratamento anaeróbio, devido às características do mesmo e ao volume de efluente gerado (Figura 1.5). Neste tanque, a ARS era homogeneizada por meio de recirculação no próprio tanque e posteriormente bombeada para um reservatório tipo pipa (2.000 L) e conduzida semanalmente, com o auxílio de um trator, para o setor de Armazenamento e Processamento de Produtos Agrícolas, onde foi instalado o experimento. Do reservatório-pipa, a ARS era distribuída para caixas de fibra de vidro e polietileno (1.000 e 2.000 L) que serviam como reservatórios temporários. Destas caixas a ARS era

novamente bombeada, a cada dois dias, para caixas de polietileno com capacidade de 320 L de onde era redistribuída com o auxílio de bombas peristálticas para os SACs.



Figura 1.5. Recirculação da ARS no tanque de alvenaria receptor dos efluentes da suinocultura.

Durante as três primeiras amostragens da ARS verificou-se que esta apresentou reduzida carga orgânica, porém os níveis de nutrientes foram mantidos elevados, fato justificado pela raspagem das baias antes da lavagem e pelo reduzido número de animais do plantel, neste período. A partir desta data iniciou-se a aplicação de resíduo sólido da suinocultura na ARS para aumentar a carga orgânica da água residuária a ser tratada, principal objetivo dos estudos conduzidos neste trabalho, sendo o dejetado sólido utilizado, aquele raspado das próprias baias.

As variações nas principais características da água residuária da suinocultura 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 da suinocultura utilizada durante o monitoramento do sistema

Variáveis	ARS
pH	7,6±0,3 ⁽¹²⁾
CE (dS m ⁻¹)	4,30±0,41 ⁽¹²⁾
DQO (mg L ⁻¹)	2.492±1.705 ⁽¹²⁾
DBO (mg L ⁻¹)	777±519 ⁽¹²⁾
SST (mg L ⁻¹)	953±803 ⁽¹²⁾
NTK (mg L ⁻¹)	530±96 ⁽¹²⁾
P (mg L ⁻¹)	161±119 ⁽¹²⁾
K (mg L ⁻¹)	103±70 ⁽¹⁰⁾
Na (mg L ⁻¹)	79±55 ⁽¹⁰⁾
Ca (mg L ⁻¹)	38±14 ⁽⁷⁾
Mg (mg L ⁻¹)	17±6 ⁽⁷⁾
Cu (mg L ⁻¹)	0,09±0,07 ⁽⁷⁾
Zn (mg L ⁻¹)	0,75±0,56 ⁽⁷⁾

(a) Entre parênteses o número de amostragens consideradas no cálculo das médias

1.3.3. Condução do experimento

Após um mês de implantação do sistema, iniciou-se a aplicação da ARS aos SACs. A aplicação da carga orgânica foi feita de forma diferenciada entre os SACs por meio da variação da vazão afluyente aplicada. Foram aplicadas quatro diferentes vazões, no intuito de se obter 100 (SAC₁, SAC₂ e SAC₃); 200 (SAC₄ e SAC₅); 400 (SAC₆ e SAC₇) e 800 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO (SAC₈ e SAC₉). Com a variação nas características apresentadas pela ARS, obtiveram-se os valores das características operacionais apresentados na Tabela 1.2.

Para obtenção das variáveis operacionais dos SACs considerou-se o volume útil dos mesmos, obtido pelo produto do volume total de cada SAC pela porosidade do material suporte, ou seja, somente o volume do líquido, visto que este representa melhor as condições nas quais os sistemas foram submetidos e não as dimensões com as quais foram projetados.

Tabela 1.2. Características operacionais dos nove SACs

Variáveis	SAC ₁	SAC ₂	SAC ₃
Q	0,021±0,002	0,021±0,002	0,021±0,002
TDH	11,9±1,3	11,8±1,1	12,0±1,2
TCO _A	164±109	164±110	162±108
TCO _V	0,066±0,044	0,066±0,044	0,065±0,044
	SAC ₄	SAC ₅	
Q	0,042±0,004	0,042±0,005	
TDH	5,9±0,6	5,9±0,6	
TCO _A	327±219	327±219	
TCO _V	0,133±0,089	0,132±0,089	
	SAC ₆	SAC ₇	
Q	0,059±0,005	0,059±0,004	
TDH	4,2±0,4	4,2±0,3	
TCO _A	460±308	461±308	
TCO _V	0,186±0,125	0,187±0,125	
	SAC ₈	SAC ₉	
Q	0,066±0,017	0,078±0,006	
TDH	4,0±1,1	3,2±0,3	
TCO _A	515±344	607±406	
TCO _V	0,208±0,139	0,246±164	

Q – vazão afluyente ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$), TDH - tempo de detenção hidráulica (d), TCO_V – Taxa de carga orgânica tomada com base no volume ($\text{kg m}^{-3} \text{d}^{-1}$ de DBO), TCO_A – Taxa de carga orgânica tomada com base na área superficial ($\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$ de DBO).

Médias das mesmas variáveis seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

A alimentação dos SACs foi feita por meio de bomba dosadora a solenóide da marca ProMinent® CONCEPT (vazão entre $0,7 \text{ L h}^{-1}$ e 23 L h^{-1}) e mangueiras de PVC transparente (Figura 1.6).



Figura 1.6. Bombas dosadoras a solenóide utilizadas na alimentação dos SACs.

Apesar da utilização de bombas peristálticas na alimentação dos sistemas, foi feito um controle da vazão afluyente duas vezes ao dia, a fim de se evitar o entupimento das mesmas. Além disso, o volume efluente de cada sistema foi coletado individualmente em recipiente de polietileno com capacidade entre 25 e 100 L (Figura 1.7), sendo a quantificação do volume escoado efetuada diariamente, por meio de marcações nos recipientes e com o auxílio de proveta. Desta forma, foi possível estimar a perda de água dos sistemas por evaporação (SAC controle) e evapotranspiração (SACs vegetados).



Figura 1.7. Sistema de coleta e armazenamento dos efluentes dos SACs.

1.3.4. Monitoramento dos SACs

Dentro da casa de vegetação foi instalado um termo-higrômetro para obtenção das temperaturas máximas e mínimas diárias, além da umidade relativa do ar interno. Foi também instalado, de forma aleatória, um termômetro de mercúrio no SAC₆ para ser verificada a temperatura do líquido. A temperatura média diária do líquido foi obtida por meio da média dos valores de temperatura coletados três vezes ao dia (às 8h, às 13h e às 17h).

Foram realizadas 12 amostragens dos SACs entre os meses de maio e setembro de 2009, sendo o sistema de tratamento monitorado por um período de 120 dias. O monitoramento dos SACs foi feito por amostras do afluente e do efluente, quantificando-se as variáveis: condutividade elétrica (CE); potencial hidrogeniônico (pH); demanda bioquímica de oxigênio (DBO), pelo método iodométrico; demanda química de oxigênio (DQO), pelo método do refluxo aberto; e sólidos suspensos totais (SST), pelo método gravimétrico (APHA *et al.*, 2005).

Tais variáveis foram avaliadas estatisticamente no esquema fatorial 2 x 4 (2 espécies e 4 taxas de carga orgânica) no delineamento em blocos casualizados (DBC) com 12 repetições (repetições no tempo). Os dados foram submetidos à análise de variância e de regressão. Para o fator qualitativo as médias foram comparadas utilizando-se o teste F; e havendo interação significativa entre a espécie cultivada e o tratamento aplicado, fez-se o desdobramento da mesma. Para o fator quantitativo os modelos foram avaliados com base na significância dos coeficientes de regressão, coeficiente de determinação e no fenômeno biológico. Para a menor taxa de carga orgânica aplicada (tratamento 1) avaliou-se além das duas espécies (taboa e capim tifton-85) um SAC não vegetado (controle) para verificar a influência das plantas na remoção dos poluentes; neste caso, avaliou-se estatisticamente os resultados como descrito anteriormente.

Durante o período experimental também foram realizadas nove amostragens ao longo do comprimento dos SACs e, juntamente com as amostras coletadas na entrada e saída de cada sistema, foram obtidos os coeficientes de degradação da matéria orgânica (k) para as respectivas cargas aplicadas, por meio do ajuste de modelos de predição, representados pelas equações 1.2, 1.7, 1.8 e 1.9, a fim de se verificar qual deles melhor explica a cinética de remoção da DBO e DQO contida na água residuária da suinocultura em tratamento nos SACs. A concentração de matéria orgânica na forma de DQO solúvel ao longo do comprimento dos SACs foi determinada após a filtração da

amostra em membrana de 0,45 μm , pelo método do refluxo fechado (APHA *et al.*, 2005) e a DBO pelo método descrito anteriormente.

Foi ajustada uma curva de decaimento para a média dos nove perfis de concentração de DBO e DQO obtidos ao longo do comprimento dos SACs utilizando-se o aplicativo STATISTICA[®]. Os parâmetros obtidos pelos diferentes modelos avaliados foram considerados variáveis dependentes e submetidos à análise de agrupamento por otimização de Tocher, para determinar quais tratamentos possuem curvas similares.

As análises de variância e regressão foram realizadas utilizando o programa estatístico SAEG[®] (RIBEIRO Jr., 2001).

1.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

1.4.1. Condições ambientais

Os valores máximos e mínimos de temperatura e a umidade relativa do ar observados na casa de vegetação estão apresentados na Figura 1.8. A umidade relativa do ar mínima alcançou valor médio igual a 39,7%, valor este inferior aos 76,3% obtido no ambiente externo à casa de vegetação. A temperatura ambiente na casa de vegetação alcançou valores máximos elevados comparados aos valores de temperatura ambiente para a região do estudo, sendo a média de 33,3 °C, superior à média de 18,2 °C do ambiente externo à casa de vegetação, obtida na estação meteorológica automática de Viçosa, monitorada pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Esta combinação de baixa umidade e elevada temperatura do ar, verificada no interior da casa de vegetação, pode ter favorecido e intensificado o processo de evapotranspiração das espécies cultivadas nos SACs. Apesar das elevadas temperaturas do ar no interior da casa de vegetação, a temperatura média do líquido residente nos SACs, durante a condução experimental, foi de 22,7 °C (Figura 1.9), sendo os extremos mínimos e máximos registrados de 20,3 e 25,0 °C.

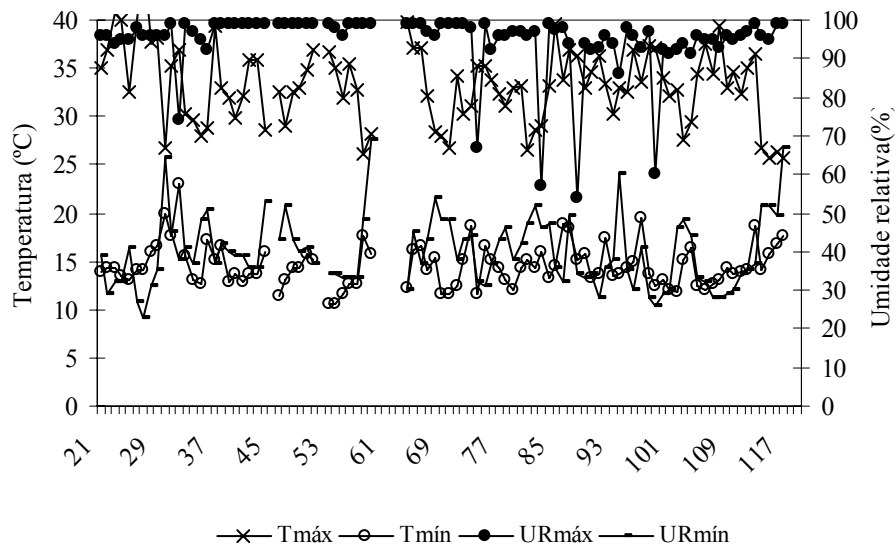


Figura 1.8. Máximos e mínimos de temperatura e umidade relativa do ar no interior da casa de vegetação.

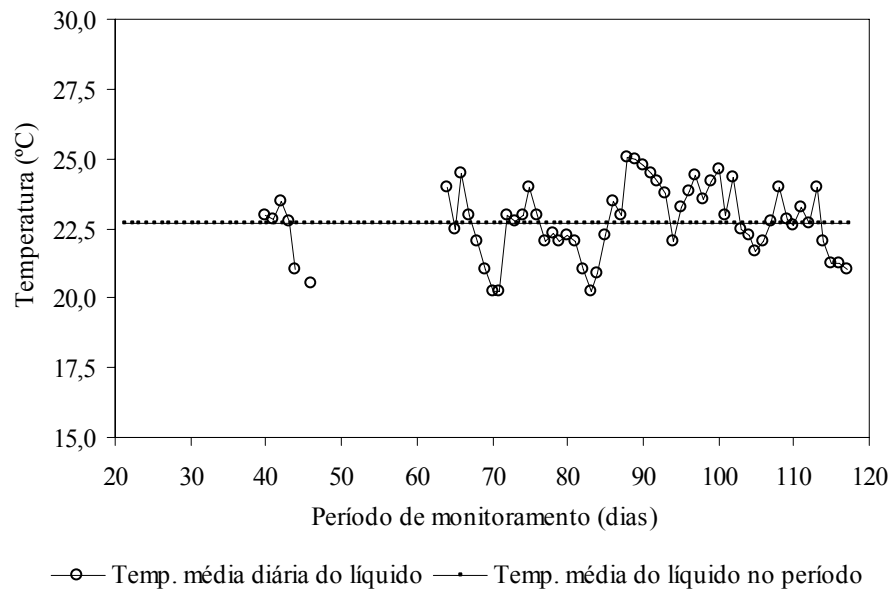


Figura 1.9. Valores de temperatura média do líquido nos SACs.

As variações de temperatura na água residuária podem afetar o desempenho do sistema de tratamento biológico. Muitos manuais de dimensionamento baseiam-se em processos cinéticos controlados pela atividade de microrganismos nos SACs. Estes modelos assumem uma relação positiva entre a temperatura e a taxa de remoção do poluente, o que, conseqüentemente, aumenta a degradação da matéria orgânica (STEIN *et al.*, 2006), sendo que alguns estudos têm dado suporte a estas afirmações (REED & BROWN, 1995; GRIFFIN Jr. *et al.*, 1999), enquanto outros não (BAVOR *et al.*, 1989; GUMBRICHT, 1992). Baseados em dados disponíveis, KADLEC & WALLACE

(2008) concluíram que há pequena, senão nenhuma, influência da temperatura sobre a taxa de remoção de matéria orgânica (k) em SACs. KADLEC & REDDY (2001), em revisão sobre os efeitos da temperatura nos SACs, concluíram que, na maioria das vezes, não foi encontrada relação entre estas variáveis e em alguns casos, houve decréscimo na taxa de degradação da matéria orgânica com o aumento da temperatura.

1.4.2. Desempenho dos SACs

1.4.2.1. Vazão afluyente e efluente dos SACs

Na Figura 1.10 está apresentada a variação na vazão afluyente (Q) dos nove SACs, durante o período de condução do experimento. Estas variações nas vazões resultaram em oscilações na taxa de carga orgânica e volumétrica aplicada, o que pode ter influenciado negativamente na estabilização operacional dos SACs. No SAC₈, houve necessidade de manutenção da bomba dosadora e o efluente foi aplicado ao sistema por meio de um registro de gaveta entre o 37º e o 73º dia de monitoramento e, devido a problemas de entupimento ocorrido constantemente no mesmo, a vazão afluyente foi reduzida, o que proporcionou aumento na eficiência do sistema quando comparado ao SAC₉, por não ter recebido a mesma carga orgânica.

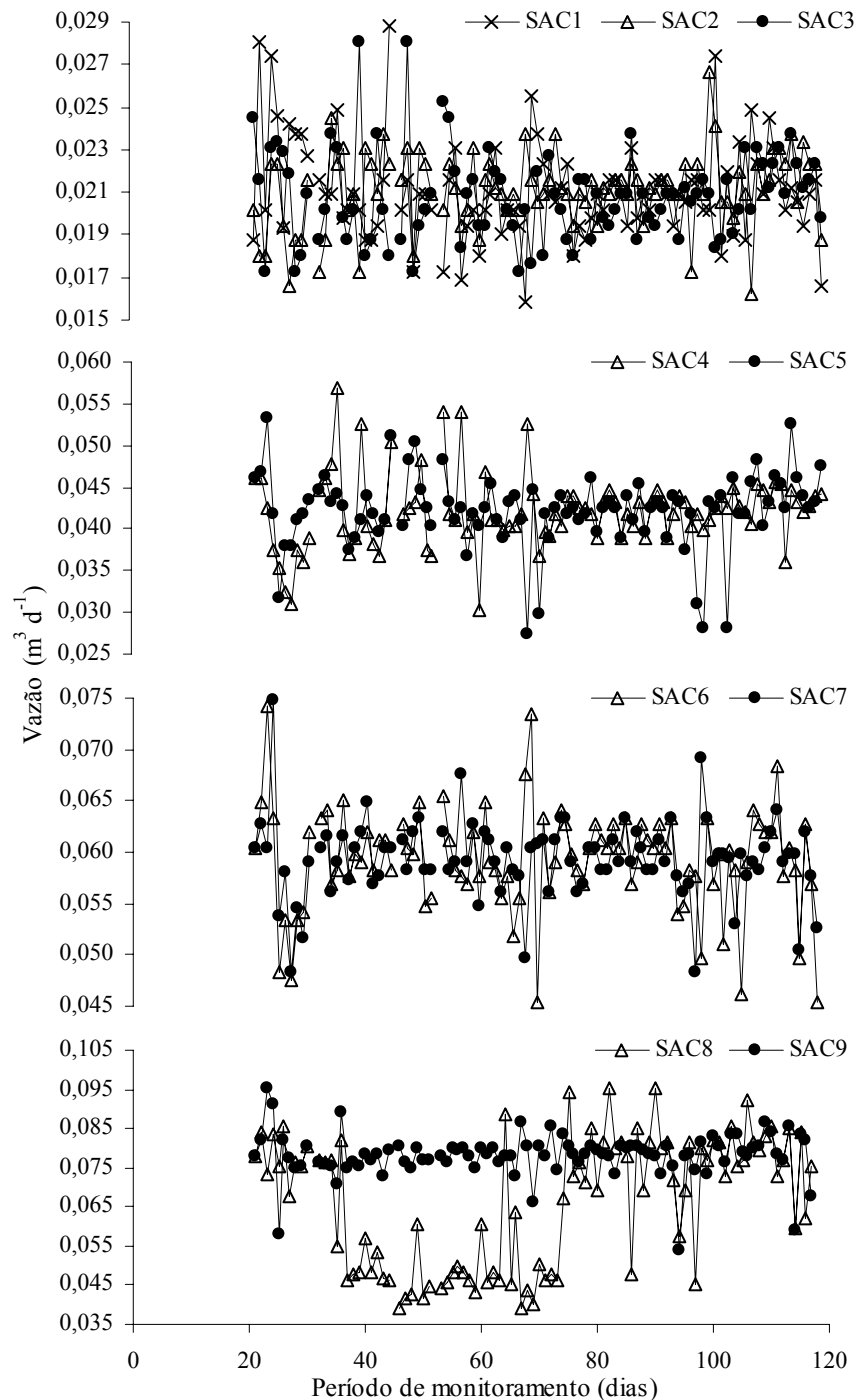


Figura 1.10. Vazão afluyente aos SACs obtida ao longo do período experimental.

A vazão efluente aos SACs foi menor que a vazão afluyente, devido às perdas ocasionadas pela evaporação do líquido residente no SAC controle, e pela evapotranspiração proporcionada pelas plantas cultivadas nos SACs vegetados (Tabela 1.3). Assim, as medições realizadas na vazão efluente do sistema evidenciaram variações entre esta e a vazão afluyente. O volume escoado dos SACs foi de 8 a 12% menor que o volume da ARS aplicado aos sistemas. No SAC₈ esta variação foi da ordem de 15%. Como citado anteriormente, esta variação foi proporcionada pelo

entupimento constante do sistema de aplicação da ARS neste SAC cuja respectiva bomba dosadora estava em processo de manutenção.

Tabela 1.3. Vazões médias afluentes e efluentes dos SACs e estimativa das lâminas de água perdidas por evaporação/evapotranspiração nos SACs

SACs	Qa (m ³ d ⁻¹)	Qe (m ³ d ⁻¹)	Δ (mm d ⁻¹)
SAC ₁	0,02080	0,01910	1,70
SAC ₂	0,02137	0,01877	2,60
SAC ₃	0,02094	0,01821	2,73
SAC ₄	0,04254	0,03874	3,80
SAC ₅	0,04204	0,03642	5,61
SAC ₆	0,05928	0,05432	4,96
SAC ₇	0,05941	0,05279	6,62
SAC ₈	0,06463	0,05537	9,26
SAC ₉	0,07798	0,07006	7,93

Qa – vazão média afluente aos SACs; Qe - vazão média efluente aos SACs; Δ – estimativa de perda de água nos SACs.

BRASIL & MATOS (2008) verificaram que a porcentagem de água perdida em relação à lâmina afluente variou entre 11 e 27%, sendo também inferior às perdas de 30 e 50% obtidas por BORIN *et al.* (2004) na estação de primavera, em Pádua, Itália, e por SOUSA *et al.* (2004), sob temperaturas de 30 a 34 °C, em Campina Grande-PB. No entanto, os valores ficaram situados no intervalo obtido por CHAZARENC *et al.* (2003), que obtiveram redução na vazão afluente entre 13 e 40% na estação do verão em *wetlands* cultivados com *P. australis*.

Segundo MARQUES (1999), a evapotranspiração em sistemas alagados pode variar de 1,3 a 3,5 vezes a taxa de evaporação de uma superfície livre adjacente. Comparando-se SACs cultivados com não cultivado, já que não foram obtidos dados de evaporação de superfície livre de água próxima aos SACs, verificou-se que foram obtidos, neste trabalho, valores entre 1,5 (SAC₂) e 5,4 vezes (SAC₈) a taxa de evaporação no SAC₁.

LIM *et al.* (2001), analisando sistemas alagados operados em condições climáticas subtropicais, cultivados com taboa, observaram elevada perda de água no sistema devido à evapotranspiração, cuja taxa calculada variou entre 18 e 32 mm d⁻¹. BRASIL & MATOS (2008), obtiveram, também para a taboa, valores entre 4 e 14 mm d⁻¹, em SACs utilizados no tratamento de esgoto doméstico, em Viçosa-MG. Estudos com *Typha latifolia* cultivada em lisímetros, no período de verão, nos Estados Unidos,

proporcionaram taxas de evapotranspiração da ordem de 5 mm d^{-1} (PAULIUKONIS & SCHNEIDER, 2001).

Em relação ao capim tifton-85, não se encontrou, na literatura, dados relativos à taxa evapotranspirométrica, quando cultivado em ambientes alagados. No entanto, valores entre $2,5$ e $6,5 \text{ mm d}^{-1}$, foram obtidos quando do seu cultivo em solo, sob temperatura ambiente média do ar entre 17 e $26 \text{ }^\circ\text{C}$ (ABELLEYRA *et al.*, 2007). Apesar dos autores não terem informado a umidade relativa do ar e a disponibilidade de água no solo, verifica-se que os valores foram próximos aos obtidos neste trabalho.

1.4.2.2. Condutividade elétrica, pH e potencial de oxirredução

Observando-se a Tabela 1.4, nota-se que houve diferença estatística nas concentrações efluentes de CE em função das taxas de carga orgânica aplicadas. Já entre as espécies vegetais não houve diferença significativa, exceto para a taxa de carregamento orgânico médio de $163 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO, quando uma avaliação estatística em separado mostrou haver diferença entre os SAC₁, SAC₂ e SAC₃. Verifica-se também que a magnitude da CE do efluente seguiu tendência de aumento na mesma ordem do aumento das taxas de carga orgânica aplicadas aos sistemas. No entanto, contrariando o esperado, verificou-se que durante a operação dos SACs, os valores de CE do efluente foram menores que a do afluente. O aumento nos valores de CE dos efluentes era esperado devido à degradação do material orgânico presente na ARS, quando são liberados íons para a solução, e também às perdas de água por evapotranspiração, que, dessa forma, proporcionariam aumento na concentração iônica no líquido residente. Diante dos resultados, acredita-se que a redução nos valores de CE pode ser explicada, provavelmente, pela precipitação de sais no meio, como observado nas mangueiras de distribuição do afluente, além da absorção de íons (nutrientes) presentes na ARS pelas plantas. De acordo com MATOS (2004), altos valores de condutividade elétrica indicam elevadas quantidades de substâncias iônicas dissolvidas, sendo que os íons mais frequentemente encontrados são cálcio, magnésio, potássio, sódio, carbonato, bicarbonato, sulfato, entre outros.

Tabela 1.4. Valores médios e desvio padrão de condutividade elétrica (CE), pH e potencial de oxirredução (Eh) afluyente e efluente dos SACs

	CE (dS m ⁻¹)	pH	Eh (mV)
Afluente	4,30±0,41	7,68±0,33	-214±86
SAC ₁	3,49±0,61a	7,99±0,12a	26±84a
SAC ₂	3,65±0,74b	7,92±0,09b	-27±78b
SAC ₃	3,57±0,71ab	7,91±0,11b	-2±68ab
SAC ₄	3,78±0,78c	7,83±0,19c	-31±78c
SAC ₅	3,87±0,61c	7,88±0,17c	-18±72c
SAC ₆	4,02±0,55d	7,81±0,15d	-31±68d
SAC ₇	3,88±0,75d	7,85±0,16d	-62±100d
SAC ₈	4,00±0,50e	7,79±0,17e	-49±75e
SAC ₉	3,97±0,62e	7,82±0,18e	-71±80e

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

Os valores de CE foram próximos aos obtidos por PEARSON (2007), que verificou que a *Typha latifolia* mostrou-se sensível, quando cultivada em ambientes com CE superior a 4,0 dS m⁻¹. No entanto, este autor cultivou a taboa em águas salinas e não em águas residuárias. Torna-se importante ressaltar que ao se medir a CE quantificam-se os íons em solução, entretanto, outros compostos orgânicos em solução e não ionizados podem não contribuir para os valores de CE medidos, mas podem proporcionar diminuição no potencial osmótico da solução, impedindo a absorção de água e nutrientes pelas plantas (FIA, 2008).

Nota-se, avaliando os dados apresentados na Tabela 1.4, que os valores médios efluentes de pH foram maiores que o valor médio afluyente. O maior valor médio foi obtido para o SAC₁ o qual diferiu dos SAC₂ e SAC₃ (p<0,05), os quais receberam a mesma taxa de carregamento orgânico. Para as demais taxas de carga orgânica também se constatou diferença (p<0,05) entre os valores efluentes de pH.

Apesar da variabilidade dos valores observados de pH entre os tratamentos, estes estiveram dentro da faixa na qual são proporcionadas condições ideais para a sobrevivência das bactérias responsáveis pela degradação da matéria orgânica, que varia de 6,0 a 9,0 (METCALF & EDDY, 2003). Para melhor desempenho de espécies vegetais em relação à absorção de nutrientes, os valores de pH devem estar próximos aos da neutralidade (BRIX *et al.*, 2002). Maior absorção de nutrientes está relacionada à maior produção de biomassa pela espécie vegetal, por isso, valores de pH que afetam o crescimento da taboa podem, também, alterar a disponibilidade de carbono e nutrientes necessários à fotossíntese. Neste trabalho, mesmo com a observação de tendência de

elevação do pH efluente, os valores encontrados podem ser considerados adequados ao desenvolvimento das espécies vegetais avaliadas.

Os valores médios de Eh nos efluentes foram maiores que os obtidos no afluente. Nos SACs que receberam as menores cargas orgânicas (SAC₂ a SAC₅), o Eh daqueles colonizados pelo capim tifton-85 foi superior ao obtido naqueles cultivados com taboa. Para as maiores cargas orgânicas, observou-se o contrário (SAC₆ a SAC₉). Porém, não se verificou diferença estatística ($p < 0,05$) entre as espécies quando cultivadas sob as mesmas taxas de carregamento orgânico. Para o SAC₁ (não vegetado) os valores de Eh diferiram dos SAC₂ e SAC₃.

Apesar de nos últimos SACs a taboa ter apresentado desenvolvimento reduzido, acredita-se que esta foi capaz de aumentar as trocas gasosas entre a atmosfera e o substrato por meio dos canais formados com o corte das plantas senescentes. REDDY & DELAUNE (2008) atribuem, entre outros fatores, ao fluxo de massa por meio das plantas, o aumento da disponibilidade de oxigênio nos SACs. A primeira forma seria por meio de um fluxo convectivo de ar pressurizado, onde o ar penetra nos aerênquimas das folhas jovens onde há um pequeno gradiente de pressão de ar, e é convergido através das partes submersas (rizomas), e eventualmente para as folhas velhas e colunas (pseudocaulis) mortas. A segunda forma seria pelo fluxo convectivo tipo Venturi, onde se cria uma diferença de pressão pelo ar que escoia sobre os SACs. Esta diferença de pressão resulta em fluxo de ar que entra nos SACs por meio das plantas cortadas próximo ao nível d'água.

O capim tifton-85 não apresenta em sua estrutura aerênquimas, o que dificultou a manutenção do Eh em níveis mais elevados nesses SACs. Os SACs que receberam as menores cargas orgânicas apresentaram ambiente com características menos redutoras, quando comparados aos demais, favorecendo a formação de sítios anóxicos ao redor das raízes do capim tifton-85 e elevando, provavelmente, os valores de Eh. O sistema de aeração interna das plantas (aerênquima) adaptado aos ambientes alagados aumenta a troca de gases entre a parte mais profunda do sistema alagado e a atmosfera, o que pode aumentar o Eh no substrato, levando a um aumento na decomposição da matéria orgânica pelos microrganismos (ARMSTRONG *et al.*, 1990).

Em SACs de escoamento subsuperficial podem ocorrer zonas oxidantes e redutoras, mas, de forma geral estes sistemas são considerados anóxicos (IWA, 2000). Aspectos construtivos como o comprimento e a profundidade podem influenciar as condições de oxirredução. Os valores de Eh geralmente crescem da entrada para a saída (ao longo do comprimento), devido à progressiva degradação dos poluentes e o

mecanismo de filtração e conseqüente remoção dos sólidos suspensos (GARCIA *et al.*, 2003; HEADLEY *et al.*, 2005), conforme foi observado neste trabalho. Além disso, o potencial decresce com a profundidade do sistema. Os maiores valores de Eh são obtidos entre os 0,05 e 0,20 m superficiais, possivelmente em razão da presença de oxigênio transferido para o meio pelas raízes das plantas e pela difusão de oxigênio atmosférico no meio (ALLEN *et al.*, 2002; GARCIA *et al.*, 2003). É reportado que SACs mais rasos (0,25 a 0,50 m) apresentam maiores valores de Eh, quando comparados àqueles mais profundos (0,5 a 1,0 m) e, por isso, apresentam maiores eficiências na remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo dissolvido (GARCIA *et al.*, 2003; HEADLEY *et al.*, 2005). Acredita-se que, caso os SACs apresentassem maior comprimento, condições oxidantes poderiam ter sido obtidas ao final dos tanques.

Tem sido evidenciado que as plantas em sistemas alagados podem afetar a concentração de oxigênio no meio e alterar os valores de Eh por meio da liberação de oxigênio pelas raízes estimulando a degradação anóxica e aeróbia e o crescimento de bactérias nitrificantes (BRIX, 1994; BRIX, 1997; MALTAIS-LANDRY *et al.*, 2009). O oxigênio liberado pelo sistema radicular das plantas em ambientes alagados forma um filme fino e oxidativo que varia de 1 a 4 mm de espessura e protege a raiz dos efeitos tóxicos de compostos químicos, quando em condições anóxicas e anaeróbias. Dependendo do balanço entre a liberação e o consumo de oxigênio no meio, este filme apresenta valores de Eh que variam de -250 a +500 mV, sendo o último medido na superfície da raiz e o primeiro numa faixa que pode variar de 1 a 20 mm da superfície da raiz (WIESSNER *et al.*, 2002). O oxigênio é continuamente liberado pelas raízes, contrabalanceando o consumo químico e bioquímico do oxigênio (STOTTMEISTER *et al.*, 2003). No SAC₁, que recebeu a menor carga orgânica, semelhante aos SAC₂ e SAC₃, foram obtidos os maiores valores médios de Eh, contrariando os resultados esperados, visto que nos SACs vegetados, por influência das plantas, deveriam ser obtidos os maiores valores desta variável (McBRIDE & TANNER, 2000). Esperava-se que a taboa promovesse aumento no Eh do meio por apresentar mecanismo de adaptação às condições anaeróbias e de alta disponibilidade de elementos tóxicos, bombeando oxigênio atmosférico para a rizosfera. Isso não foi suficiente para que se obtivesse aumento no Eh nos SACs vegetados com a taboa, principalmente pelo reduzido desenvolvimento vegetativo desta espécie. Além disso, pode ter ocorrido o consumo de oxigênio pelas bactérias, que provavelmente colorizaram a rizosfera das plantas, contribuindo para a manutenção do ambiente redutor.

FREITAS (2006), ao tratar ARS em SACs com 24 m de comprimento, observou que a partir dos 8 m iniciais os valores de Eh tornaram-se positivos nos cinco SACs utilizados. O que comprova, segundo o autor, que há suprimento de oxigênio para o efluente ao longo dos SACs, seja pelas plantas ou difundido diretamente do oxigênio atmosférico, através da superfície do meio suporte. Os valores afluentes variaram entre -18 e -152 mV e os efluentes dos cinco SACs variaram entre 53 e 226 mV. BRASIL *et al.* (2005) verificaram que em todos os SACs utilizados no tratamento de esgoto doméstico, os valores de Eh afluente variaram de -280 a -81 mV e os valores efluentes oscilaram de -109 a +183 mV. Os maiores valores obtidos por FREITAS (2006) e BRASIL *et al.* (2005) em relação àqueles obtidos neste trabalho se devem ao fato de os mesmos terem aplicado menores cargas orgânicas aos SACs.

Segundo von SPERLING (1996), meios em condições aeróbias apresentam Eh acima de 100 mV; em condições anóxicas, o Eh se encontra na faixa de -100 a +100 mV e, em condições anaeróbias, o Eh fica abaixo de -100 mV. Desta forma, os resultados deste trabalho sugerem que os SACs operaram sob predominância de condição anaeróbia/anóxica, embora condições aeróbias tenham surgido na saída do SAC₁ quando da aplicação das menores cargas orgânicas devido à redução desta na ARS.

1.4.2.3. Desempenho dos SACs quanto à remoção de matéria orgânica

Na Tabela 1.5 estão apresentadas as concentrações médias e o desvio-padrão de SST, DQO e DBO afluente e efluente dos SACs, bem como as eficiências de remoção da matéria orgânica, quantificada como SST, DQO e DBO, enquanto na Figura 1.11 estão apresentadas as eficiências de remoção de matéria orgânica, na forma de SST, DQO e DBO, obtidas ao longo do período experimental. Observa-se que as eficiências de remoção de SST tenderam a aumentar e mantiveram-se relativamente estáveis a partir do 50º dia de operação dos SACs.

Tabela 1.5. Valores médios e desvio-padrão dos afluentes e efluentes dos SACs e eficiências médias (%) de remoção e desvio-padrão de sólidos suspensos totais (SST), demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) nos SACs obtidos durante a condução do experimento

Variáveis	SST		DQO		DBO	
	(mg L ⁻¹)	Rem.(%)	(mg L ⁻¹)	Rem.(%)	(mg L ⁻¹)	Rem.(%)
Afluente	953±803	-	2.492±1.705	-	777±519	-
SAC ₁	32±12	90±12a	318±86	82±13a	54±29	88±14a
SAC ₂	52±15	84±19a	398±116	79±14b	81±56	83±20a
SAC ₃	51±19	86±14a	382±88	80±13ab	69±43	86±15a
SAC ₄	46±34	89±12b	432±127	75±17c	70±47	86±16a
SAC ₅	57±24	87±13b	499±115	71±21c	87±62	78±25a
SAC ₆	58±25	87±14c	578±197	69±18d	104±63	83±15a
SAC ₇	52±28	90±09c	564±171	70±20d	117±80	80±17a
SAC ₈	52±25	90±09d	560±178	70±20e	104±60	82±15a
SAC ₉	48±23	88±12d	599±156	66±22e	156±101	75±23a

Rem. – Porcentagem de remoção das variáveis tendo como base o balanço de massa realizado.

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

As médias de remoção de SST variaram entre 84 e 90% nos SACs, sendo que estas não diferiram entre as espécies cultivadas ($p < 0,05$). Para os diferentes tratamentos (taxas de carga orgânica) houve diferença significativa, sendo o ajuste da regressão para esta variável apresentada na Figura 1.12. Apesar de a concentração de SST afluente aos SACs ter variado entre 104 e 2.440 mg L⁻¹, as concentrações efluentes não acompanharam esta instabilidade da concentração afluente, indicando que o sistema foi pouco sensível às variações de carga e que apresentou grande capacidade em amortecê-las, semelhante ao observado por LEE *et al.* (2004) e por FREITAS (2006) no tratamento de ARS, em Taiwan e no Brasil, respectivamente.

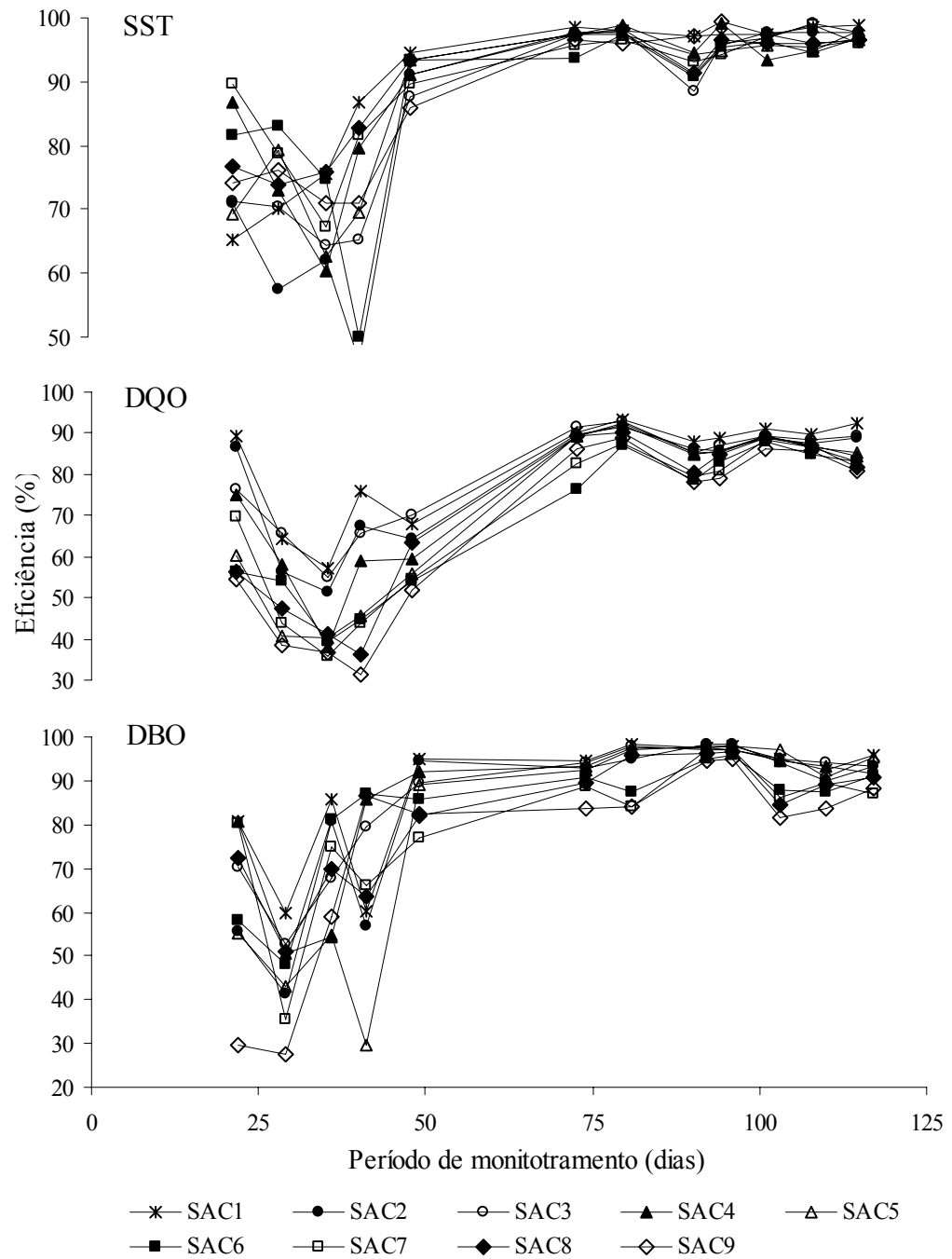
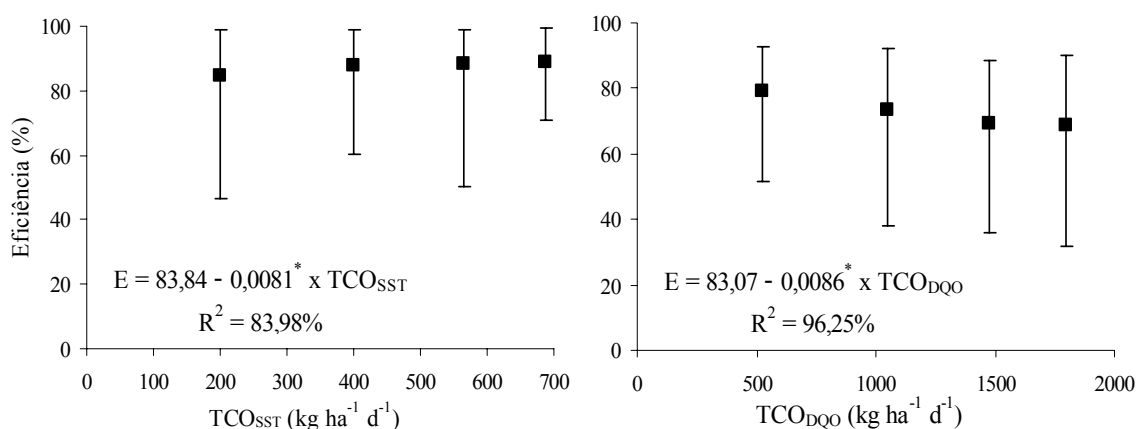


Figura 1.11. Eficiências de remoção de SST, DQO e DBO, nos SACs, durante o monitoramento dos sistemas.

Verifica-se que, apesar de não haver diferença estatística entre as médias, houve tendência de maior remoção de SST no SAC₁, quando comparados aos resultados obtidos no SAC₂ e SAC₃, que apresentaram taxas de carregamento orgânico semelhante. Em trabalho conduzido por LEE *et al.* (2004), foi verificado que 100% da remoção de SST ocorreram por mecanismos físicos, não havendo contribuição das plantas ou de mecanismos microbiológicos. METCALF & EDDY (2003) relataram que os SACs são eficientes na redução de sólidos suspensos, por meio de processos ocorrentes no meio

granular: sedimentação nos interstícios, retenção por restrição ao escoamento (filtração) e adesão aos grânulos do material suporte (em razão da ação da força de van der Waals). No entanto, na rizosfera, pode haver a formação de caminhos preferenciais que facilitam a passagem de sólidos pelo sistema, tal como observado por meio das menores eficiências apresentadas pelos SACs vegetados (SAC₂ e SAC₃). Segundo BRASIL *et al.* (2005), os sólidos remanescentes no efluente não são partes daqueles lançados no sistema, mas, certamente, são materiais convertidos ou produzidos no meio.

FREITAS (2006) também obteve eficiências médias de remoção de SST pouco superiores para os SACs não cultivados (95%) quando comparados aqueles cultivados com taboa (86%) e tifton-85 (90%). A ARS utilizada por esse autor apresentou média de 1.218 mg L⁻¹ de SST e TDH de, aproximadamente, 4,8 dias. HUSSAR (2001), ao utilizar SACs para o pós-tratamento de efluentes da suinocultura, obteve menores eficiências médias de remoção de SST, sendo 59% e 44% para efluentes com concentrações de 200 mg L⁻¹ e TDH de 12,5 dias e 425 mg L⁻¹ e TDH de 6,3 dias, respectivamente.



* significativo a 5% de probabilidade pelo teste t

Figura 1.12. Estimativa das eficiências de remoção de SST e DQO com base nas diferentes taxas de carregamento de SST e DQO aplicadas aos SACs.

Para remoção de DQO, foram obtidas eficiências inferiores às obtidas nos SACs utilizados por FREITAS (2006) no tratamento de ARS, variando de 66 a 82%. Esse autor aplicou nos SACs carga orgânica média de 591 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DQO e TDH de 4,8 dias, e obteve entre 87 e 92% de remoção, operando os SACs nas condições climáticas de Viçosa-MG. Para carga semelhante (520 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DQO) nos SAC₁, SAC₂ e SAC₃, foram obtidas, neste trabalho, eficiências médias entre 80 e 82%. No entanto, o TDH utilizado foi duas vezes e meia maior que aquele utilizado por FREITAS (2006).

As eficiências médias de remoção de matéria orgânica obtidas para os SAC₁, SAC₂ e SAC₃, na forma de DBO, foram semelhantes às eficiências obtidas por FREITAS (2006), quando aplicou carga orgânica média semelhante (155 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO) e obteve eficiências entre 74 e 89% nos SACs cultivados com diferentes espécies vegetais. ABRAHÃO (2006), ao tratar águas residuárias do processamento de leite em SACs cultivados com capim tifton-85, obteve eficiência média de remoção de DBO e DQO em torno de 95%, sendo que foram aplicados 570 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO com TDH de 4,8 dias, semelhante à carga aplicada nos SAC₈ e SAC₉. Também trabalhando com efluentes da suinocultura, após pré-tratamento anaeróbio e por lodos ativados, LEE *et al.* (2004) aplicaram cargas orgânicas em SACs que variaram de 119 a 747 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO, obtendo 77 e 86% de remoção de DQO e DBO, quando aplicaram a máxima carga, sendo estes valores superiores aos obtidos neste trabalho.

Em sistemas de tratamento, o aumento na carga orgânica aplicada pode levar a um aumento nas eficiências de remoção de matéria orgânica (TAO *et al.*, 2006). JING *et al.* (2002), no tratamento de esgoto doméstico, encontraram relação próxima à linearidade entre o aumento da carga (62 – 149 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DQO) e aumento nas eficiências de remoção da matéria orgânica (76 a 89%). CALHEIROS *et al.* (2007), no tratamento de águas provenientes do processamento do couro, obtiveram relação linear entre a carga aplicada (332 a 1.602 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DQO) e a eficiência obtida (54 a 73%). Entretanto, verifica-se na Tabela 1.5 que houve tendência de redução da eficiência média de remoção de DBO, principalmente no SAC₉, com a aplicação de maiores cargas orgânicas. Porém, não houve diferença estatística entre as médias (p<0,05) dos nove SACs avaliados, diferentemente do observado para DQO, onde se verificou diferença significativa (p<0,05) nas eficiências de remoção entre as diferentes cargas orgânicas aplicadas. Sendo a estimativa de eficiência de remoção de DQO obtida por análise de regressão apresentada na Figura 1.12.

Neste trabalho, não houve diferença na remoção de DBO entre os SACs vegetados (SAC₂ e SAC₃) e aquele não vegetado (SAC₁) (p<0,05), os quais receberam as mesmas cargas orgânicas, diferentemente do observado por GONZÁLEZ *et al.* (2009). Entretanto, para remoção de DQO foi verificada diferença entre estes SACs.

As cargas orgânicas aplicadas neste trabalho (163 a 561 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO), estão em conformidade com aquelas encontradas na literatura para águas residuárias agroindustriais (MATOS *et al.*, 2009; CALHEIROS *et al.*, 2007; FREITAS, 2006; LEE *et al.*, 2004), sendo, entretanto, bem superiores às cargas orgânicas recomendadas para

aplicação de efluentes domésticos em SACs e que, segundo USEPA (2000), deve variar de 60 a 133 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO.

Semelhante ao ocorrido em relação à eficiência na remoção de SST, com a condução do experimento verificou-se que as eficiências de remoção de DQO e DBO tenderam a aumentar e mantiveram-se relativamente estáveis a partir do 75º dia para a primeira e a partir do 50º dia para a segunda variável (Figura 1.11), confirmando a necessidade de “amadurecimento” do sistema para que possa operar na sua plenitude.

Nota-se, na Tabela 1.5, que nos SAC₁, SAC₂ e SAC₃ foram obtidas as menores concentrações efluentes de SST, DBO e DQO, as quais apesar de não estarem em conformidade com legislação ambiental vigente para disposição em cursos de água (COPAM, 2008), apresentam cerca de três vezes menos matéria orgânica que o SAC₉, que recebeu maior carga orgânica.

As eficiências médias de remoção de matéria orgânica obtidas neste trabalho foram semelhantes a algumas e diferentes de outras citadas na literatura. Esta variabilidade é função de vários fatores entre os quais se destacam: o tempo de operação dos sistemas, as cargas orgânicas aplicadas, o material utilizado como meio suporte, as variações nas características dos efluentes, as condições climáticas de cada região, entre outros. Fatores estes que dificultam as comparações e a obtenção de conclusões coerentes relativas aos outros sistemas alagados avaliados e descritos na literatura.

1.4.3. Modelos de remoção de matéria orgânica em SACs utilizados no tratamento da ARS

1.4.3.1. Demanda química de oxigênio (DQO)

Na Figura 1.13 estão apresentados os perfis médios de concentração de DQO obtidos ao longo do comprimento dos SACs, durante a condução do experimento.

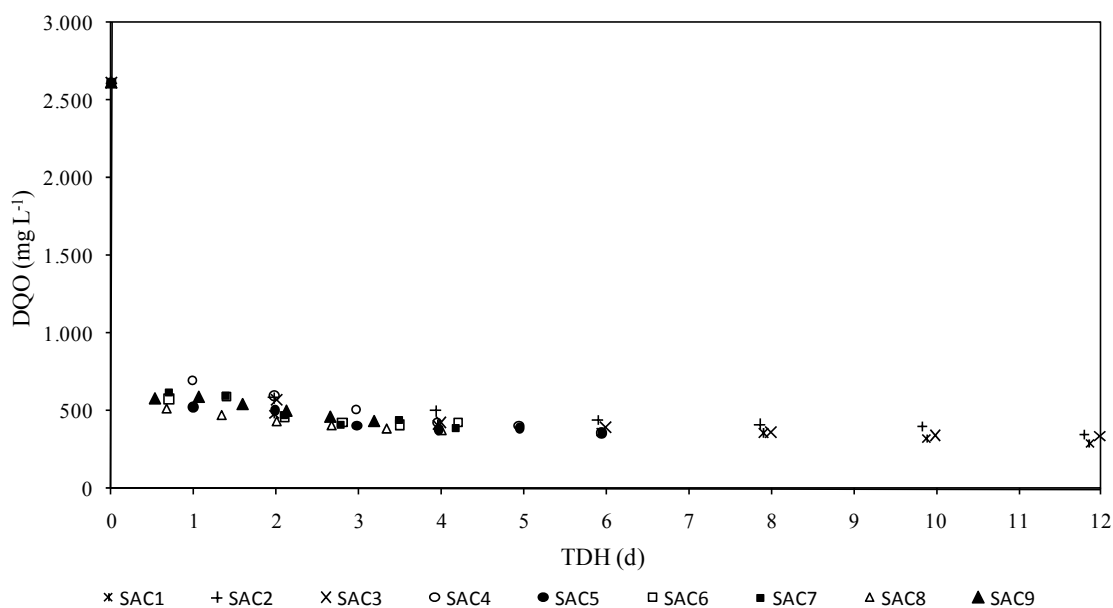


Figura 1.13. Perfis médios de concentração de DQO obtidos ao longo do comprimento dos nove SACs, durante o período de operação do sistema.

Neste experimento, houve o interesse em verificar se as curvas provenientes de diferentes tratamentos (taxas de carregamento orgânico) possuíam características estatisticamente similares. Dessa forma, utilizou-se a análise de agrupamento, tendo os parâmetros das regressões como variáveis dependentes, para determinar quais tratamentos apresentaram curvas similares.

Nas Tabelas 1.6, 1.7, 1.8 e 1.9 estão apresentados os parâmetros dos modelos avaliados, obtidos com os perfis médios de degradação de DQO, bem como os grupos formados pela análise de agrupamento por otimização de Tocher e os parâmetros médios estimados para as equações de primeira ordem (REED *et al.*, 1995) e as propostas por BRASIL *et al.* (2007); KADLEC & WALLACE (2008) e LABER *et al.* (1999) e COOPER (1999). Na Figura 1.14 encontram-se apresentadas as curvas de decaimento de DQO ao longo dos SACs, obtidas com as equações ajustadas para os diferentes modelos avaliados, após o agrupamento, utilizando-se o método de Tocher.

Tabela 1.6. Grupos formados pela análise de agrupamento por otimização de Tocher para os perfis de concentração de DQO e os parâmetros médios estimados (C_a , k) do modelo de primeira ordem (REED *et al.*, 1995), considerando as duas espécies vegetais (taboa e capim tifton-85), em SACs submetidos a diferentes taxas de carregamento orgânico, tomando-se por base a DQO (TCO_{DQO})

Grupos	Tratamentos	C_a	k	R^2 (%)
1	SAC ₄ – Taboa + $TCO_{DQO} = 1.051 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	2450	0,7460	85,32
	SAC ₆ – Taboa + $TCO_{DQO} = 1.477 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	2478	1,2288	82,05
	SAC ₇ – Tifton-85 + $TCO_{DQO} = 1.479 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	2463	1,1452	83,02
	SAC ₉ – Tifton-85 + $TCO_{DQO} = 1.947 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	2415	1,3890	77,82
Modelo comum		2441	1,1311	78,96
2	SAC ₁ – Não vegetado + $TCO_{DQO} = 525 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	2574	0,6512	88,98
	SAC ₂ – Taboa + $TCO_{DQO} = 526 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	2519	0,4915	85,09
	SAC ₃ – Tifton-85 + $TCO_{DQO} = 519 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	2554	0,5494	88,18
Modelo comum		2551	0,5628	86,44
3	SAC ₅ – Tifton-85 + $TCO_{DQO} = 1.050 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	2539	1,0852	85,22
	SAC ₈ – Taboa + $TCO_{DQO} = 1.652 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	2541	1,6282	84,16
Modelo comum		2536	1,3713	82,81

Tabela 1.7. Grupos formados pela análise de agrupamento por otimização de Tocher para os perfis de concentração de DQO e os parâmetros médios estimados (C_a , k , n) do modelo proposto por BRASIL *et al.* (2007), considerando as duas espécies vegetais (taboa e capim tifton-85), em SACs submetidos a diferentes taxas de carregamento orgânico, tomando-se por base a DQO (TCO_{DQO})

Grupos	Tratamentos	C_a	k	n	R^2 (%)
1	SAC ₅ – Tifton-85 + $TCO_{DQO} = 1.050 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	2612	1,5491	0,1477	99,92
	SAC ₆ – Taboa + $TCO_{DQO} = 1.477 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	2612	1,5175	0,1529	99,82
	SAC ₇ – Tifton-85 + $TCO_{DQO} = 1.479 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	2612	1,4787	0,1691	99,87
	SAC ₈ – Taboa + $TCO_{DQO} = 1.652 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	2612	1,6455	0,1321	99,95
	SAC ₉ – Tifton-85 + $TCO_{DQO} = 1.947 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	2611	1,5148	0,1427	99,79
Modelo comum		2611	1,5566	0,1292	99,79
2	SAC ₁ – Não vegetado + $TCO_{DQO} = 525 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	2612	1,4924	0,1555	99,96
	SAC ₂ – Taboa + $TCO_{DQO} = 526 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	2612	1,2879	0,1819	99,94
	SAC ₃ – Tifton-85 + $TCO_{DQO} = 519 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	2612	1,3506	0,1818	99,95
Modelo comum		2612	1,4157	0,1534	99,82
3	SAC ₄ – Taboa + $TCO_{DQO} = 1.051 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	2612	1,3139	0,2141	99,94
Modelo comum		2612	1,3139	0,2141	99,94

Tabela 1.8. Grupos formados pela análise de agrupamento por otimização de Tocher para os perfis de concentração de DQO e os parâmetros médios estimados (C_a , C^* , k) do modelo proposto por KADLEC & WALLACE (2008), considerando as duas espécies vegetais (taboa e capim tifton-85), em SACs submetidos a diferentes taxas de carregamento orgânico, tomando-se por base a DQO (TCO_{DQO})

Grupos	Tratamentos	C_a	C^*	k	R^2 (%)
1	SAC ₁ – Não vegetado + $TCO_{DQO} = 525 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	2611	302	1,2536	98,76
	SAC ₂ – Taboa + $TCO_{DQO} = 526 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	2610	358	1,1035	97,91
	SAC ₃ – Tifton-85 + $TCO_{DQO} = 519 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	2611	319	1,0535	98,62
	SAC ₅ – Tifton-85 + $TCO_{DQO} = 1.050 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	2611	350	2,4408	98,03
Modelo comum		2610	402	2,3676	99,30
2	SAC ₆ – Taboa + $TCO_{DQO} = 1.477 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	2610	392	3,2844	97,10
	SAC ₇ – Tifton-85 + $TCO_{DQO} = 1.479 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	2609	390	2,9383	97,05
	SAC ₈ – Taboa + $TCO_{DQO} = 1.652 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	2611	360	3,7954	98,02
	SAC ₉ – Tifton-85 + $TCO_{DQO} = 1.947 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	2611	436	4,7514	96,37
Modelo comum		2611	463	4,5781	99,37
3	SAC ₄ – Taboa + $TCO_{DQO} = 1.051 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	2606	377	1,7641	97,16
Modelo comum		2606	377	1,7641	97,16

Tabela 1.9. Grupos formados pela análise de agrupamento por otimização de Tocher para os perfis de concentração de DQO e os parâmetros médios estimados (C_r , C_a , k) do modelo proposto por LABER *et al.* (1999) e COOPER (1999), considerando as duas espécies vegetais (taboa e capim tifton-85), em SACs submetidos a diferentes taxas de carregamento orgânico com base na DQO (TCO_{DQO})

Grupos	Tratamentos	C_r	C_a	k	R^2 (%)
1	SAC ₁ – Não vegetado + $TCO_{DQO} = 525 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	0,9790	2629	0,1650	88,96
	SAC ₂ – Taboa + $TCO_{DQO} = 526 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	0,9597	2625	0,1238	85,05
	SAC ₃ – Tifton-85 + $TCO_{DQO} = 519 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	0,9729	2625	0,1385	88,16
	SAC ₄ – Taboa + $TCO_{DQO} = 1.051 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	0,8649	2831	0,1878	85,27
Modelo comum		0,7406	3401	0,6362	85,27
2	SAC ₅ – Tifton-85 + $TCO_{DQO} = 1.050 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	0,7506	3383	0,2742	85,22
	SAC ₆ – Taboa + $TCO_{DQO} = 1.477 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	0,7105	3488	0,3092	82,05
	SAC ₇ – Tifton-85 + $TCO_{DQO} = 1.479 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	0,6726	3660	0,2811	82,92
Modelo comum		0,6141	4057	1,1622	81,92
3	SAC ₈ – Taboa + $TCO_{DQO} = 1.652 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	0,6134	4143	0,4384	84,08
	SAC ₉ – Tifton-85 + $TCO_{DQO} = 1.947 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	0,5812	4155	0,3485	77,82
Modelo comum		0,7795	3187	1,5172	79,21

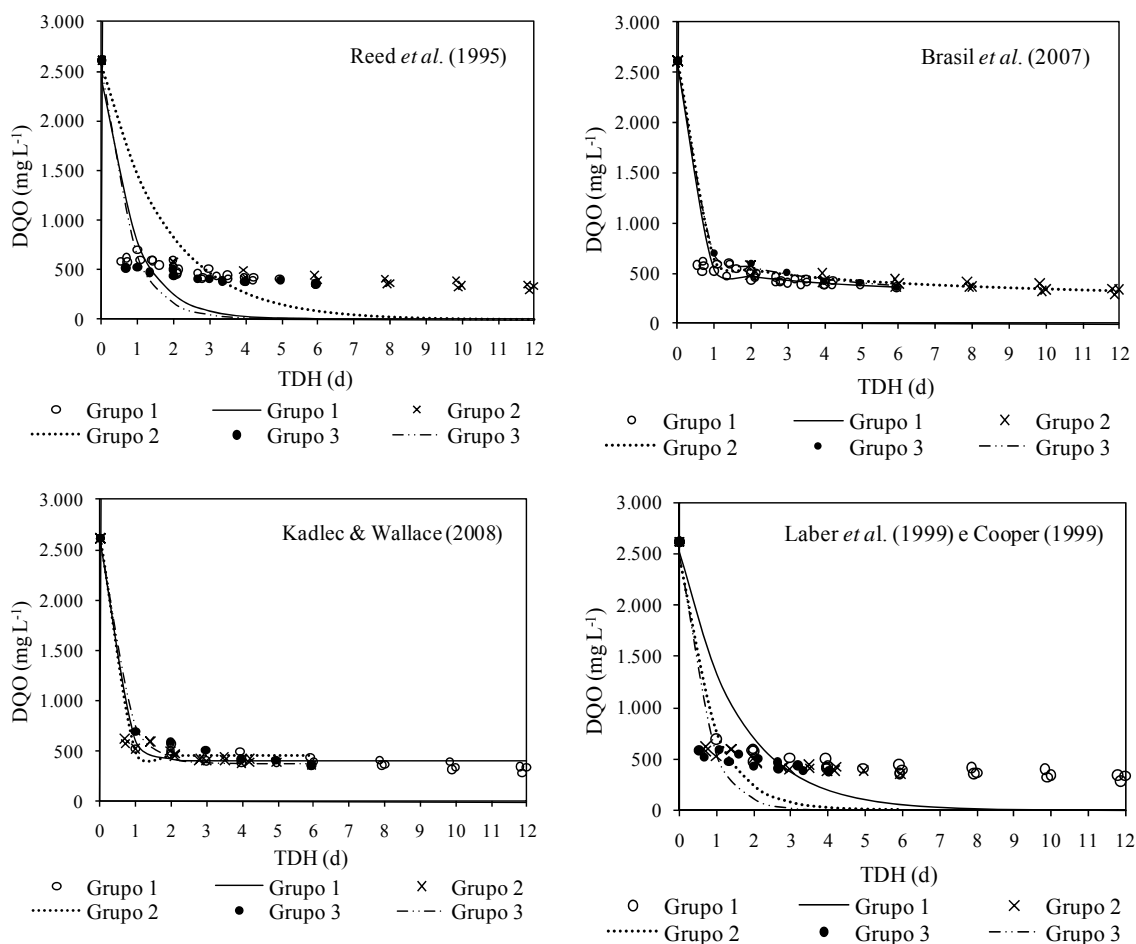
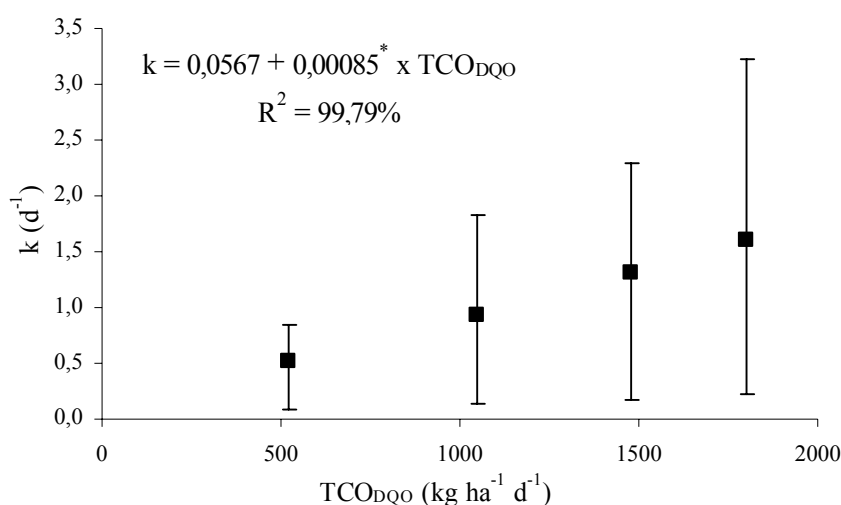


Figura 1.14. Curvas de decaimento de DQO ao longo dos SACs, obtidas com as equações ajustadas para os diferentes modelos avaliados, apresentando-se os parâmetros comuns para os tratamentos agrupados pelo método de Tocher (verificar as Tabelas 1.6, 1.7, 1.8 e 1.9 para identificação de quais tratamentos compõem os grupos formados).

Os SACs com menor TCO_A e conseqüentemente maior TDH, em geral, apresentaram menor coeficiente de remoção de matéria orgânica (k). Pelo fato de possuírem maior TDH, estes SACs possuíam, em seu interior, matéria orgânica que já havia passado por processo de degradação, apresentando maior quantidade de compostos recalcitrantes. Ao contrário, menor TDH proporcionou constante aporte de matéria orgânica de mais fácil degradação. Assim, nos sistemas com maior TDH houve, em geral, redução nos valores dos coeficientes de degradação, quando comparados aos SACs com menor TDH. De maneira semelhante observada, FREITAS (2006) considerou que se os SACs utilizados em seu experimento tivessem a metade do tamanho utilizado, ou seja, tivessem seus TDHs reduzidos, os valores de k obtidos seriam maiores e comparáveis aos obtidos na literatura.

Baseado neste comportamento de k em função da taxa de carga orgânica, os valores deste parâmetro, obtidos para o modelo de primeira ordem (REED *et al.*, 1995)

quando da sua aplicação aos perfis de DQO obtidos em todos os SACs durante a condução do experimento, foram submetidos à análise de variância. Comparando-se as médias obtidas, foi verificada a possibilidade de ajuste de uma equação de regressão para obtenção da constante de decaimento k em função da taxa de carga orgânica aplicada, na forma de DQO aos SACs (Figura 1.15). Esta avaliação não foi realizada para os demais modelos (BRASIL *et al.*, 2007; KADLEC & WALLACE, 2008; e LABER *et al.*, 1999 e COOPER, 1999) pois estes apresentam maior número de parâmetros (n , C^* , C_r) para descrever a cinética de remoção da matéria orgânica.



* significativo a 5% de probabilidade pelo teste t

Figura 1.15. Estimativa da constante de reação (k) do modelo de primeira ordem (REED *et al.*, 1995) em função das taxas de carregamento orgânico aplicadas aos SACs, tomando-se por base a DQO.

Os valores de k obtidos na literatura variam amplamente em função dos sistemas de tratamento, de suas configurações e das águas residuárias tratadas. FREITAS (2006) obteve valores médios de k para equação de remoção de DQO de primeira ordem (REED *et al.*, 1995) variando entre 0,49 e 0,58 d⁻¹ para os diferentes SACs, nos quais foi aplicado, em média, 591 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DQO. Esse autor aplicou taxa de carga orgânica próxima às aplicadas nos SAC₁, SAC₂ e SAC₃, no entanto com menor TDH. FREITAS (2006) verificou que o aumento na carga aplicada proporcionou a obtenção de maiores valores de k , tal como observado neste trabalho (Figura 1.14). O maior valor (0,89 d⁻¹) foi obtido ao se aplicar 1.331 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DQO em um SAC não vegetado e o menor valor (0,24 d⁻¹) ao aplicar 135 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DQO em um SAC cultivado com altenantera. Ao compararmos o valor 0,89 d⁻¹ e as condições experimentais com aquelas aplicadas neste trabalho (SAC₆ e SAC₇), verifica-se que os valores de k da equação de

primeira ordem (REED *et al.*, 1995), foram maiores neste trabalho que aqueles obtidos por FREITAS (2006) em condições experimentais semelhantes.

BRASIL *et al.* (2007) citaram que o n apresentado na equação proposta por eles é o coeficiente representativo do aumento da resistência de degradação do material orgânico remanescente mais a jusante no leito e da redução no tempo de detenção hidráulica da água residuária, causada pela formação de volume “morto” junto à zona radicular das plantas, efeito da velocidade de deslocamento dos poluentes da água residuária e dispersão dos poluentes no meio. Assim, a magnitude de n pode variar em função das variações da resistência do material orgânico a ser degradado na água residuária e do grau de dispersão de poluentes no sistema, sendo a magnitude de n inversamente proporcional a esse grau de dispersão, o que pode ser comprovado neste trabalho em relação à remoção de DQO. Observa-se na Tabela 1.7 que, em geral, os valores de n foram reduzidos com o aumento das taxas de carregamento orgânico e, conseqüentemente, com o aumento das vazões aplicadas. Tal fato associado às variações na vazão ocorridas ao longo do período experimental proporcionou, provavelmente, maior dispersão do escoamento justificando a redução nos valores de n . COTHREN *et al.* (2002) concluíram que o número de dispersão em SACs aumenta com a vazão aplicada, principalmente para maiores relações comprimento/largura (3:1 e 6:1). Os autores verificaram também que, para uma mesma vazão aplicada, quando a relação comprimento/largura diminui (< 2:1) o número de dispersão aumenta. BRASIL *et al.* (2007) verificaram que o aumento na declividade de fundo de um dos SACs avaliados resultou em aumento na velocidade de escoamento da água residuária, tal como ocorrido nas maiores vazões aplicadas nos SACs, neste trabalho, o que proporcionou aumento na constante de degradação de DQO e conseqüente redução no valor de n . Os valores de k e n variaram entre 1,62 e 1,88 d^{-1} e 0,2491 e 0,2037, respectivamente.

Em relação à concentração residual (C^*), obtida utilizando-se o modelo de KADLEC & WALLACE (2008), verifica-se que os valores obtidos tenderam a aumentar com o aumento nas taxas de carga orgânica aplicadas aos SACs. No entanto, esta variação não seguiu a mesma proporção de aumento nas concentrações afluentes dos SACs. As maiores TCO_A aplicadas foram de 3 a 4 vezes superiores à menor, enquanto o aumento na concentração residual foi de apenas 1,15 vezes. Assim, parece que a concentração residual, obtida neste trabalho (302 a 436 $mg L^{-1}$), não foi influenciada pela TCO_A . SHEPHERD *et al.* (2001) reportaram concentração residual entre 23 e 450 $mg L^{-1}$ de DQO em SACs utilizados no tratamento de águas residuárias da fabricação de vinho, as quais também apresentam elevada carga orgânica.

Entre os modelos avaliados, aquele proposto por BRASIL *et al.* (2007) e por KADLEC & WALLACE (2008) foram os que apresentaram melhor ajuste (maior R^2) aos dados coletados no experimento, tal como observado por FIA *et al.* (2009) e VITALI *et al.* (2008), sendo o resumo das equações apresentado na Tabela 1.10. Os ajustes apresentados pelo modelo de LABER *et al.* (1999) e COOPER (1999) se aproximaram aos ajustes obtidos pela equação de primeira ordem, apresentando baixos valores de R^2 quando comparados aos modelos apresentados por BRASIL *et al.* (2007) e por KADLEC & WALLACE (2008), mostrando-se menos adequado para descrever a cinética de degradação de DQO, neste trabalho.

Verifica-se na Figura 1.14 que, em geral, o modelo de primeira ordem e aquele proposto por LABER *et al.* (1999) e COOPER (1999) apresentaram um comportamento que faz com que os valores de DQO efluente dos SACs converjam para uma concentração muito próxima a zero, o que pode ser considerado um aspecto negativo e que não representa a realidade do que ocorre nos SACs. BRASIL *et al.* (2007) citaram a inadequabilidade do modelo de primeira ordem com a redução da taxa de degradação da matéria orgânica ao longo dos SACs. Além disso, há o aumento da concentração dos poluentes ao longo dos SACs em virtude da evapotranspiração. Estes fatores representam inadequação do modelo cinético de primeira ordem, com concepção de escoamento em pistão, na predição de remoção de matéria orgânica nesses sistemas, induzindo a uma superestimativa de remoção do constituinte. BRASIL *et al.* (2007) ajustaram os dados de DQO obtidos por Valentim (2003) no tratamento de esgoto doméstico, em SACs, ao modelo de primeira ordem e verificaram, graficamente, esta superestimativa, tal como pode ser observado na Figura 1.14. Nesta simulação, o valor de k obtido foi de $0,437 \text{ d}^{-1}$.

Tabela 1.10. Resumo das equações que melhor se ajustaram aos dados de DQO obtidos neste trabalho

Modelos	Equações
	$C_a = 2.612 \text{ mg L}^{-1}$ $3,2 \text{ d} < \text{TDH} < 5,9 \text{ d}$ $C_e = C_a \cdot e^{(-1,56 \cdot \text{TDH}^{0,1292})}$
BRASIL <i>et al.</i> (2007)	$C_a = 2.612 \text{ mg L}^{-1}$ $\text{TDH} = 11,9 \text{ d}$ $C_e = C_a \cdot e^{(-1,42 \cdot \text{TDH}^{0,1534})}$
	$C_a = 2.612 \text{ mg L}^{-1}$ $\text{TDH} = 5,9 \text{ d}$ $C_e = C_a \cdot e^{(-1,31 \cdot \text{TDH}^{0,2141})}$
	$C_a = 2.610 \text{ mg L}^{-1}$ $5,9 \text{ d} < \text{TDH} < 11,9 \text{ d}$ $C_e = 402 + (C_a - 402) \cdot e^{(-2,37 \cdot \text{TDH})}$
KADLEC & WALLACE (2008)	$C_a = 2.611 \text{ mg L}^{-1}$ $3,2 \text{ d} < \text{TDH} < 4,2 \text{ d}$ $C_e = 463 + (C_a - 463) \cdot e^{(-4,58 \cdot \text{TDH})}$
	$C_a = 2.606 \text{ mg L}^{-1}$ $\text{TDH} = 5,9 \text{ d}$ $C_e = 377 + (C_a - 377) \cdot e^{(-1,76 \cdot \text{TDH})}$

O estudo dos parâmetros dos modelos avaliados obtidos com os perfis médios de degradação de DQO resultou no agrupamento de diferentes tratamentos. Este agrupamento possibilitou detectar grupos de tratamentos semelhantes em relação à forma da curva de decaimento da concentração de DQO ao longo dos SACs. No entanto, deve-se ressaltar que os agrupamentos foram diferenciados em função dos modelos avaliados, apesar de todos os modelos serem derivados da equação de primeira ordem.

1.4.3.2. Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

Na Figura 1.16 estão apresentados os perfis de concentração de DBO médios obtidos ao longo do comprimento dos SACs durante a condução do experimento.

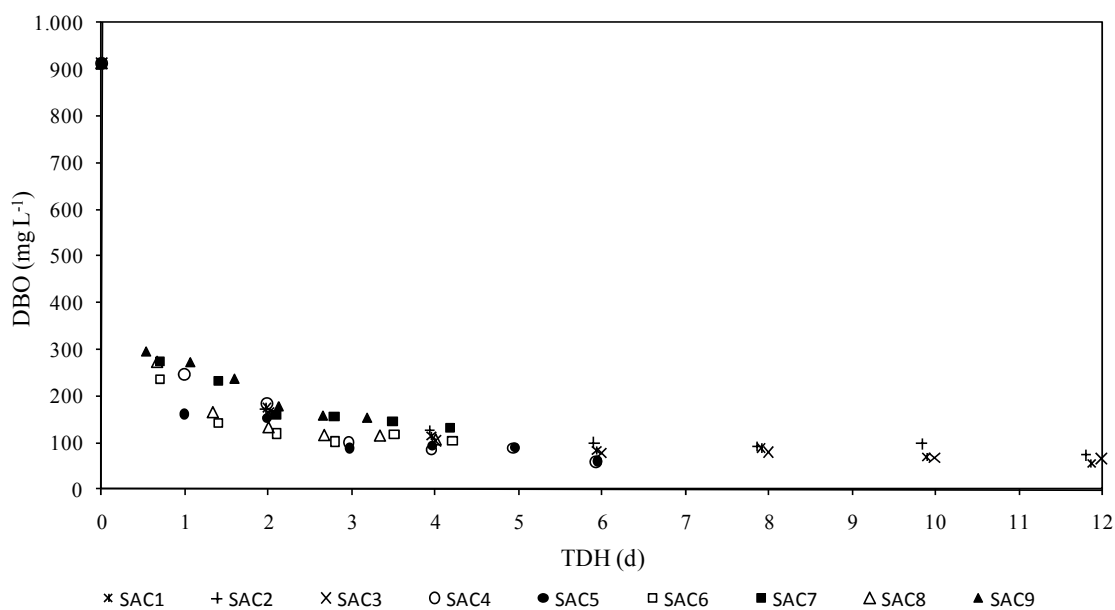


Figura 1.16. Perfis médios de concentração de DBO obtidos ao longo do comprimento dos nove SACs, durante o período de operação do sistema.

Nas Tabelas 1.11, 1.12, 1.13 e 1.14 estão apresentados os parâmetros dos modelos avaliados, obtidos com os perfis médios de degradação de DBO, bem como os grupos formados pela análise de agrupamento por otimização de Tocher e os parâmetros médios estimados para as equações de primeira ordem (REED *et al.*, 1995) e as propostas por BRASIL *et al.* (2007); KADLEC & WALLACE (2008) e LABER *et al.* (1999) e COOPER (1999). Na Figura 1.17 encontram-se apresentadas as curvas de decaimento de DBO ao longo dos SACs ajustadas com os parâmetros comuns para os tratamentos agrupados pelo método de Tocher, para os diferentes modelos avaliados.

Tabela 1.11. Grupos formados pela análise de agrupamento por otimização de Tocher para os perfis de concentração de DBO e os parâmetros médios estimados (C_a , k) do modelo de primeira ordem (REED *et al.*, 1995), considerando as duas espécies vegetais (taboa e capim tifton-85), em SACs submetidos a diferentes taxas de carregamento orgânico, tomando-se por base a DBO (TCO_{DBO})

Grupos	Tratamentos	C_a	k	R^2 (%)
1	SAC ₁ – Não vegetado + $TCO_{DBO} = 164 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	905	0,7046	93,91
	SAC ₂ – Taboa + $TCO_{DBO} = 164 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	903	0,6922	91,65
	SAC ₃ – Tifton + $TCO_{DBO} = 162 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	907	0,7389	94,14
	SAC ₄ – Taboa + $TCO_{DBO} = 327 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	891	0,9829	93,19
Modelo comum		898	0,8180	94,35
2	SAC ₅ – Tifton + $TCO_{DBO} = 327 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	902	1,3718	91,51
	SAC ₆ – Taboa + $TCO_{DBO} = 460 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	893	1,4866	89,92
	SAC ₈ – Taboa + $TCO_{DBO} = 515 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	884	1,3086	89,97
Modelo comum		893	1,3912	91,95
3	SAC ₇ – Tifton + $TCO_{DBO} = 461 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	851	0,9551	84,49
	SAC ₉ – Tifton + $TCO_{DBO} = 607 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	812	0,9281	81,30
Modelo comum		831	0,9437	83,74

Tabela 1.12. Grupos formados pela análise de agrupamento por otimização de Tocher para os perfis de concentração de DBO e os parâmetros médios estimados (C_a , k , n) do modelo proposto por BRASIL *et al.* (2007), considerando as duas espécies vegetais (taboa e capim tifton-85), em SACs submetidos a diferentes taxas de carregamento orgânico, tomando-se por base a DBO (TCO_{DBO})

Grupos	Tratamentos	C_a	k	n	R^2 (%)
1	SAC ₁ – Não vegetado + $TCO_{DBO} = 164 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	912	1,8118	0,10064	98,89
	SAC ₂ – Taboa + $TCO_{DBO} = 164 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	912	1,7911	0,08243	99,36
	SAC ₃ – Tifton-85 + $TCO_{DBO} = 162 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	912	1,9319	0,07590	99,07
	SAC ₅ – Tifton-85 + $TCO_{DBO} = 327 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	912	1,9456	0,06570	98,95
	SAC ₆ – Taboa + $TCO_{DBO} = 460 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	912	1,7243	0,10190	98,56
Modelo comum		912	1,5939	0,2093	99,67
2	SAC ₇ – Tifton-85 + $TCO_{DBO} = 461 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	913	1,4190	0,1460	98,74
	SAC ₈ – Taboa + $TCO_{DBO} = 515 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	913	1,4739	0,2928	97,97
	SAC ₉ – Tifton-85 + $TCO_{DBO} = 607 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	913	1,3231	0,1555	98,62
Modelo comum		912	1,3352	0,3040	99,25
3	SAC ₄ – Taboa + $TCO_{DBO} = 327 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	912	1,2998	0,4083	98,06
Modelo comum		912	1,3007	0,4085	98,05

Tabela 1.13. Grupos formados pela análise de agrupamento por otimização de Tocher para os perfis de concentração de DBO e os parâmetros médios estimados (C_a , C^* , k , n) do modelo proposto por KADLEC & WALLACE (2008), considerando as duas espécies vegetais (taboa e capim tifton-85), em SACs submetidos a diferentes taxas de carregamento orgânico, tomando-se por base a DBO (TCO_{DBO})

Grupos	Tratamentos	C_a	C^*	k	R^2 (%)
1	SAC ₁ – Não vegetado + $TCO_{DBO} = 164 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	912	82	1,0795	99,72
	SAC ₂ – Taboa + $TCO_{DBO} = 164 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	912	96	1,1808	99,80
	SAC ₃ – Tifton-85 + $TCO_{DBO} = 162 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	912	81	1,1270	99,83
Modelo comum		912	83	1,1087	99,77
2	SAC ₅ – Tifton-85 + $TCO_{DBO} = 327 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	912	95	2,4078	99,31
	SAC ₆ – Taboa + $TCO_{DBO} = 460 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	912	109	2,5924	99,92
	SAC ₈ – Taboa + $TCO_{DBO} = 515 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	911	114	2,3312	99,87
Modelo comum		912	107	2,4379	99,58
3	SAC ₇ – Tifton-85 + $TCO_{DBO} = 461 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	909	144	2,2721	98,77
	SAC ₉ – Tifton-85 + $TCO_{DBO} = 607 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	907	170	2,8357	96,87
Modelo comum		909	172	2,7769	98,40
4	SAC ₄ – Taboa + $TCO_{DBO} = 327 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	909	91	1,5382	99,18
Modelo comum		909	91	1,5382	99,18

Tabela 1.14. Grupos formados pela análise de agrupamento por otimização de Tocher para os perfis de concentração de DBO e os parâmetros médios estimados (C_r , C_a , k) do modelo proposto por LABER *et al.* (1999) e COOPER (1999), considerando as duas espécies vegetais (taboa e capim tifton-85), em SACs submetidos a diferentes taxas de carregamento orgânico, tomando-se por base a DBO (TCO_{DBO})

Grupos	Tratamentos	C_r	C_a	k	R^2 (%)
1	SAC ₁ – Não vegetado + $TCO_{DBO} = 164 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	1,0048	901	0,1784	93,90
	SAC ₃ – Tifton-85 + $TCO_{DBO} = 162 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	1,0068	900	0,1863	94,13
	SAC ₄ – Taboa + $TCO_{DBO} = 327 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	0,9023	987	0,2479	93,15
Modelo comum		0,7983	1124	0,8505	94,88
2	SAC ₇ – Tifton-85 + $TCO_{DBO} = 461 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	0,7558	1125	0,2391	84,39
	SAC ₉ – Tifton-85 + $TCO_{DBO} = 607 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	0,7359	1104	0,2329	81,30
Modelo comum		0,5608	1482	0,9437	83,74
3	SAC ₅ – Tifton-85 + $TCO_{DBO} = 327 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	0,7721	1168	0,3465	91,51
	SAC ₆ – Taboa + $TCO_{DBO} = 460 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	0,7066	1264	0,3741	89,92
	SAC ₈ – Taboa + $TCO_{DBO} = 515 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	0,6696	1320	0,3512	89,91
Modelo comum		0,7769	1150	1,3912	91,95
4	SAC ₂ – Taboa + $TCO_{DBO} = 164 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	1,1774	767	0,1744	91,63
Modelo comum		1,17742	767	0,1744	91,63

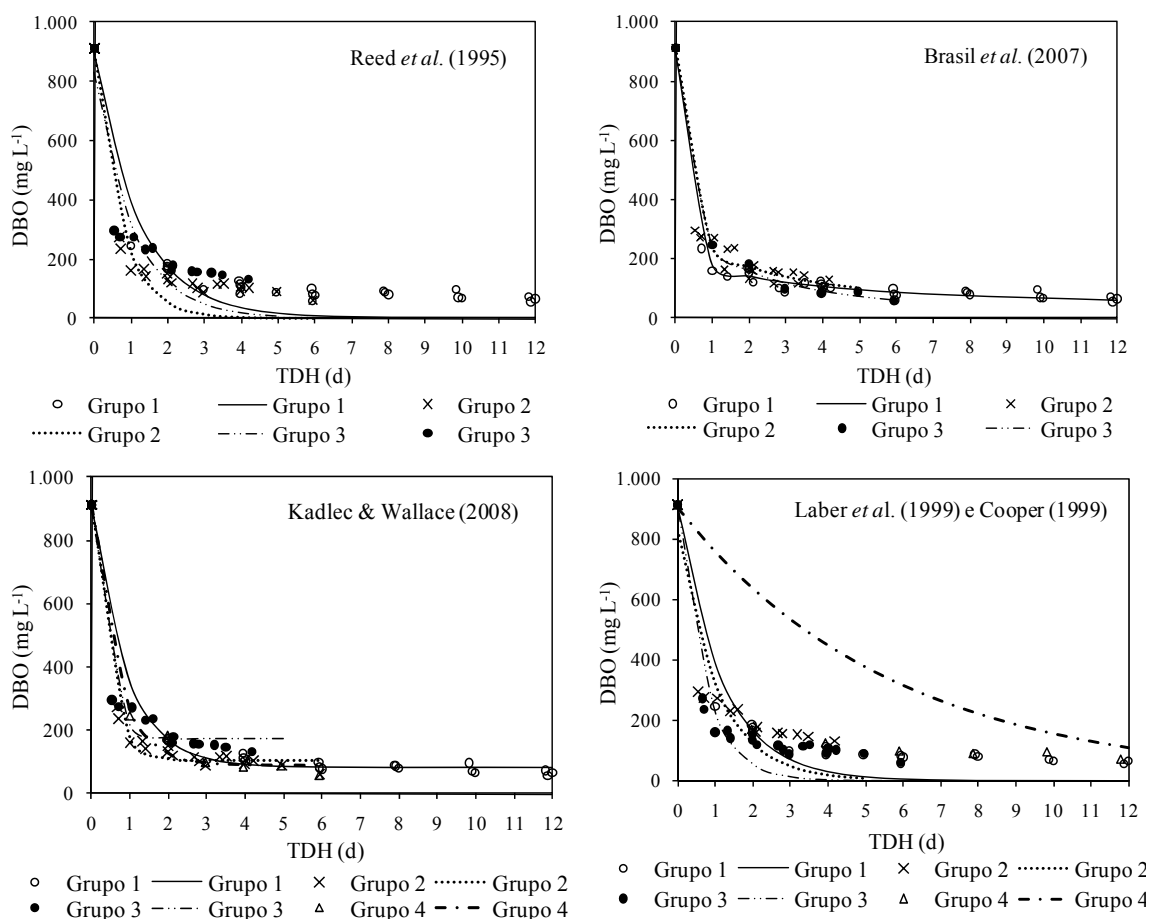
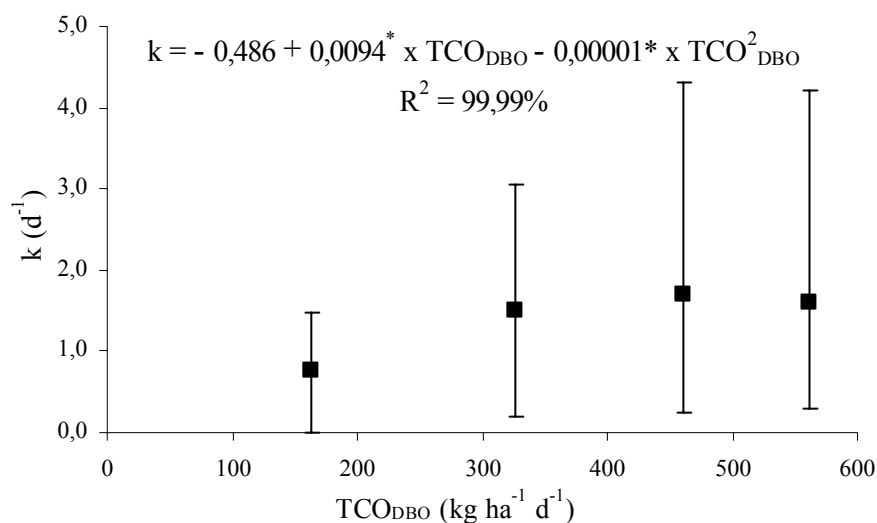


Figura 1.17. Curvas de decaimento de DBO ao longo dos SACs, obtidas com as equações ajustadas para os diferentes modelos avaliados, apresentando-se os parâmetros comuns para os tratamentos agrupados pelo método de Tocher, para os diferentes modelos avaliados (verificar as Tabelas 1.11, 1.12, 1.13 e 1.14 para identificação de quais tratamentos compõem os grupos formados).

No que se refere à DQO, conforme discutido anteriormente, verificou-se aumento nos coeficientes de remoção (k) com o aumento da carga orgânica aplicada (Figura 1.15), já no caso da DBO, à exceção do modelo proposto por KADLEC & WALLACE (2008), os maiores valores de k foram obtidos quando da aplicação das taxas de carga orgânica intermediárias nos SACs. Houve tendência de aumento nos valores de k obtidos por meio do modelo de KADLEC & WALLACE (2008) para as maiores taxas de carga orgânica aplicadas.

Baseado na não linearidade dos valores de k em função das taxas médias de carga orgânica aplicadas na forma de DBO, os valores deste parâmetro, obtidos para o modelo de primeira ordem (REED *et al.*, 1995) quando da sua aplicação aos perfis de DBO obtidos em todos os SACs durante a condução do experimento, foram submetidos à análise de variância. Comparando-se as médias obtidas, foi verificada a possibilidade de ajuste de uma equação de regressão polinomial de segunda ordem para obtenção da

constante de degradação k em função da taxa de carga orgânica aplicada, na forma de DBO aos SACs (Figura 1.18).



* significativo a 5% de probabilidade pelo teste t

Figura 1.18. Estimativa da constante de reação (k) do modelo de primeira ordem (REED *et al.*, 1995) em função das taxas de carregamento orgânico aplicadas aos SACs na forma de DBO.

O aumento da carga orgânica pode ter proporcionado aumento na concentração de compostos inibidores à atividade microbiana, tais como metais pesados e nutrientes, o que provavelmente reduziu a taxa de degradação do material orgânico ao longo dos SACs. Tal fato não foi observado para a DQO, pois a remoção desta engloba, além da atividade microbiana, fatores físicos e químicos que não são influenciados pelo aumento destes compostos inibidores.

O modelo de primeira ordem (REED *et al.*, 1995) e o de LABER *et al.* (1999) e COOPER (1999) apresentaram menores coeficientes de determinação, ao serem comparados ao de BRASIL *et al.* (2007) e KADLEC & WALLACE (2008). Semelhante ao ocorrido em relação à DQO, verifica-se, na Figura 1.17, que o modelo de primeira ordem (REED *et al.*, 1995) e o proposto por LABER *et al.* (1999) e COOPER (1999) apresentaram comportamento que faz com que os valores de DBO efluente dos SACs convirjam para uma concentração muito próxima a zero, o que deve ser considerado irreal em condições normais de operação dos SACs. Na Tabela 1.15 está apresentado um resumo das equações obtidas ajustando-se os dados aos modelos propostos por BRASIL *et al.* (2007) e KADLEC & WALLACE (2008).

Observa-se na Figura 1.16 que houve redução acentuada na concentração de DBO no efluente, no início dos SACs (nos primeiros 0,33 m). Este fato pode estar relacionado à concentração de sólidos suspensos presentes na ARS, os quais foram

retidos no sistema, principalmente por processos físicos (Figura 1.19). Para as menores taxas de carga orgânica houve, provavelmente, maior participação relativa dos microrganismos na degradação da matéria orgânica.

Tabela 1.15. Resumo das equações que melhor se ajustaram aos dados de DBO obtidos neste trabalho

Modelos	Equações
BRASIL <i>et al.</i> (2007)	Ca = 912 mg L ⁻¹ 4,2 d < TDH < 12 d $C_e = C_a \cdot e^{(-1,59 \cdot TDH^{0,2093})}$
	Ca = 913 mg L ⁻¹ 3,2 d < TDH < 4,2 d $C_e = C_a \cdot e^{(-1,33 \cdot TDH^{0,3040})}$
	Ca = 912 mg L ⁻¹ TDH = 5,9 d $C_e = C_a \cdot e^{(-1,30 \cdot TDH^{0,4085})}$
KADLEC & WALLACE (2008)	Ca = 912 mg L ⁻¹ TDH = 11,9 d $C_e = 83 + (C_a - 83) \cdot e^{(-1,11 \cdot TDH)}$
	Ca = 912 mg L ⁻¹ 4 d < TDH < 5,9 d $C_e = 107 + (C_a - 107) \cdot e^{(-2,44 \cdot TDH)}$
	Ca = 909 mg L ⁻¹ 3,2 d < TDH < 4,2 d $C_e = 172 + (C_a - 172) \cdot e^{(-2,78 \cdot TDH)}$
	Ca = 909 mg L ⁻¹ TDH = 5,9 d $C_e = 91 + (C_a - 91) \cdot e^{(-1,54 \cdot TDH)}$

Na literatura, encontram-se apresentados grande variedade de valores de k passíveis de serem empregados em equações de estimativa do decaimento da DBO em SACs de escoamento subsuperficial. STEIN *et al.* (2006) informaram que a USEPA (1988) sugere valores de k entre 0,86 e 1,84 d⁻¹ e REED *et al.* (1995) de 1,104 d⁻¹, ambos para utilização do modelo de primeira ordem, enquanto KADLEC & WALLACE (2008) reportaram valores de k entre 0,30 e 6,11 d⁻¹ para o modelo proposto por eles. Torna-se importante destacar que estes são valores obtidos por meio da utilização de SACs no tratamento de esgoto doméstico que, via de regra, apresenta menor concentração de matéria orgânica quando comparado aos efluentes da suinocultura, utilizados neste trabalho.

Analogia semelhante pode ser feita em relação ao C* ajustado para o modelo de KADLEC & WALLACE (2008), estando disponíveis na literatura poucas informações a esse respeito. Esses autores citaram, para esgoto doméstico, valores de C* entre 1,7 e 18,2 mg L⁻¹ de DBO, sendo a média de 9,8 mg L⁻¹, valores estes inferiores aos obtidos neste trabalho, em função, provavelmente, das maiores cargas orgânicas apresentadas na

ARS aplicada. KURUP (2007) citou que REED *et al.* (1995) observaram concentração residual de DBO em SACs utilizados no tratamento de esgoto doméstico que variaram entre 2 e 7 mg L⁻¹.

Os valores de k obtidos neste trabalho para o modelo de primeira ordem (REED *et al.*, 1995) foram superiores aos obtidos por FREITAS (2006), que obteve valores médios de k entre 0,42 e 0,53 d⁻¹ para os diferentes SACs, nos quais foi aplicado, em média, 155 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO, semelhante às cargas aplicadas nos SAC₁, SAC₂ e SAC₃, no entanto com menor TDH. Deve-se ressaltar, no entanto, que ao longo do período experimental conduzido por FREITAS (2006), houve variação na carga de DBO aplicada aos SACs, tendo sido verificado que a maior carga aplicada (354 kg ha⁻¹ d⁻¹) proporcionou a obtenção de maiores valores de k, tal como observado neste trabalho. No entanto, não houve a mesma tendência entre as menores cargas e as cargas intermediárias, havendo variação nos valores encontrados. Como o período de experimentação foi próximo de um ano, acredita-se que as condições climáticas possam ter contribuído para essa instabilidade nos valores de k ajustados por aquele autor.

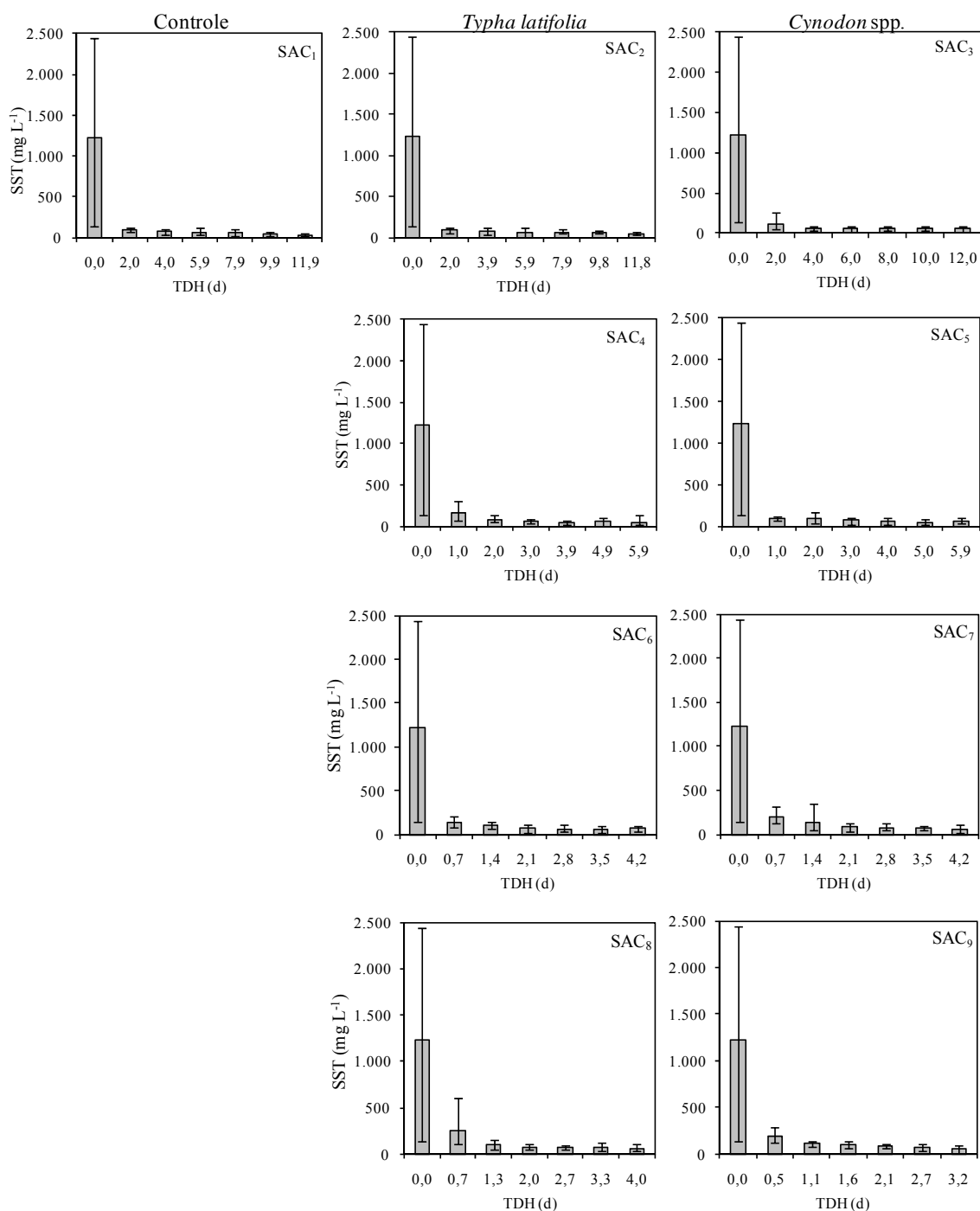


Figura 1.19. Perfis de sólidos suspensos totais (SST) e valores máximos e mínimos obtidos por meio da média das nove amostragens ao longo do comprimento de cada SAC.

O estudo dos parâmetros dos modelos avaliados obtidos com os perfis médios de degradação de DBO resultou no agrupamento de diferentes tratamentos. Este agrupamento possibilitou detectar grupos de tratamentos semelhantes em relação à forma da curva de decaimento da concentração de DBO ao longo dos SACs. No entanto, deve-se ressaltar que os agrupamentos foram diferenciados em função dos

modelos avaliados, apesar de todos os modelos serem derivados da equação de primeira ordem.

Sabe-se que os modelos supõem constância dos parâmetros, para a descrição do decaimento do poluente em qualquer SAC individual. No entanto, variações causadas por eventos imprevisíveis ao ecossistema do SAC podem interferir diretamente no valor de k . Devido à falta de dados na literatura sobre valores de k a serem utilizados no dimensionamento de SACs para o tratamento de águas ricas em material orgânico, como a ARS, os valores de k obtidos por meio do agrupamento dos tratamentos que apresentaram curvas semelhantes para os modelos propostos por BRASIL *et al.* (2007) e por KADLEC & WALLACE (2008) neste trabalho possibilitam dimensionamentos mais adequados que quando se utiliza valores de k obtidos para esgoto doméstico.

Destaca-se, ainda, que o agrupamento apresenta grande potencial para a comparação de curvas provenientes de diferentes tratamentos, facilitando, assim, a interpretação dos resultados e a escolha de um modelo mais representativo dos dados obtidos e passível de ser utilizado no dimensionamento de SACs.

1.5. CONCLUSÕES

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

- as maiores taxas de carga orgânica superficial aplicadas aos sistemas proporcionaram decréscimo significativo ($p < 0,05$) na eficiência de remoção de DQO em todos os SACs avaliados;
- as menores taxas de carga orgânica superficial aplicadas aos SACs proporcionaram a geração de efluentes com menor concentração de matéria orgânica;
- o cultivo nos SACs e nem mesmo o tipo de espécie cultivada influenciou a remoção de DBO da ARS;
- verificou-se diferença estatística ($p < 0,05$) entre as diferentes taxas de carga orgânica aplicadas aos SACs quanto à remoção de matéria orgânica nas forma de SST e DQO, sendo que as eficiências médias de remoção de SST, DBO e DQO variaram entre 84 e 90%, 75 e 88% e 67 e 82%, respectivamente;
- houve correlação entre as taxas de carregamento orgânico (TCO) aplicadas aos SACs e o coeficiente de degradação da matéria orgânica (k) obtido pelo ajuste da equação de primeira ordem, obtendo-se as equações $k = 0,0567 + 0,00085 \times TCO_{DQO}$ e

$k = -0,486 + 0,0094 \times \text{TCO}_{\text{DBO}} - 0,00001 \times \text{TCO}_{\text{DBO}}^2$, para as taxas de carregamento orgânico na forma de DQO e DBO em $\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$, respectivamente;

▪ o modelo de primeira ordem e o proposto por LABER *et al.* (1999) e COOPER (1999) não se ajustaram bem aos dados obtidos neste trabalho, enquanto os modelos propostos por BRASIL *et al.* (2007) e KADLEC & WALLACE (2008) tiveram bom ajuste e descreveram adequadamente a cinética de remoção da matéria orgânica (DBO e DQO) nos sistemas avaliados, apresentando, geralmente, R^2 superior a 95%.

1.6. REFERÊNCIAS

ABELLEYRA, D.; VERDÚ, A.M.C.; KRUK, B.C.; SATORRE, E.H. Soil water availability affects green area and biomass growth of *Cynodon dactylon*. *Weed Research*, v.48, n.3, p.248–256, 2008.

ABRAHÃO, S.S. *Tratamento de água residuária de laticínios em sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras*. Viçosa: UFV, 2006. 110f. Dissertação de Mestrado.

ALLEN, W.C.; HOOK, P.B.; BIEDERMAN, J.A.; STEIN, O.R. Temperature and wetland plant species effects on wastewater treatment and root zone oxidation. *Journal Environmental Quality*, v.31, p.1010-1016, 2002.

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.].

ARMSTRONG W.; ARMSTRONG, J.; BECKETT, P.M. Measurement and modelling of oxygen release from roots of *Phragmites australis*. In: COOPER, P.F.; FINDLATER, B.C. (Eds). *Constructed wetlands in water pollution control*. Oxford: Pergamon Press, 1990. p.41-45.

BADKOUBI, A.; GANJIDOUST, H.; GHADERI, A.; RAJABI, A. Performance of subsurface constructed wetland in Iran. *Water Science and Technology*, v.38, n.1, p.345-350, 1998.

BATCHELOR, A.; LOOTS, P. A critical evaluation of a pilot scale subsurface flow wetland: 10 years after commissioning. *Water Science and Technology*; v.35, n.5, p.337-343, 1997.

BAVOR, H.J., ROSER, D.J., SMALLS, I.I. Performance of solid matrix wetland systems viewed as fixed film reactors. In: HAMMER, D.A. (Ed.). *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Chelsea: Lewis Publishers, 1989, p.646-656.

BORIN, M.; COSSU, R.; LAVAGNOLO, M.C.; GANDINI, M. Seasonal effects on residence time distribution and on water and chemical budgets in a phytotreatment pilot plant. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS, 6; AND INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 9, 2004. *Proceedings...* Avignon, France: IWA/Astee, 2004. CD-ROM.

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

BRASIL, M.S.; MATOS, A.T.; SILVA, C.M.; CECON, P.R.; SOARES, A.A. Modelling of pollution removal in constructed wetlands with horizontal subsurface flow. *Agrartechnische Forschung*, v.13, p.48-56, 2007.

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

BRIX, H.; DYHR-JENSEN, K.; LORENZEN, B. Root-zone acidity and nitrogen source affects *Typha latifolia* L. growth and uptake kinetics of ammonium and nitrate. *Journal of Experimental Botany*, v.53, n.379, p.2441-2450, 2002.

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

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

CALHEIROS, C.S.C.; RANGEL, A.O.S.S.; CASTRO, P.M.L. Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. *Water Research*, v.41, p.1790-1798, 2007.

CARLETON, J. N. Damköhler distributions and constituent removal in treatment wetlands. *Ecological Engineering*, v.19, p.233-248, 2002.

CHAZARENC, F.; MERLIN, G.; GONTHIER, Y. Hydrodynamics of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v.21, p.165-173, 2003.

COOPER, P. A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. *Water Science and Technology*, v.40, n. 3, p.1-9, 1999.

COPAM – Conselho Estadual de Política Ambiental. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1, de 05 de Maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8151>>. Acesso em: 16 jun. 2008.

COTHREN, G.M.; CHEN, S.; PARDUE, J.H. Investigation of subsurface flow constructed wetlands designs. *Public Works Management and Policy*, v.7, n.1, p.32-45, 2002.

FIA, R. *Desempenho de sistemas alagados construídos no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro*. Viçosa: UFV, 2008. 181f. Tese de Doutorado.

FIA, R.; LUIZ, F.A.R.; MATOS, A.T.; LAMBERT, T.F.; MATOS, M.P. Avaliação de modelos de degradação de matéria orgânica em sistemas alagados construídos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 38, 2009, *Anais...* Juazeiro/Petrolina: SBEA, 2009. CD-ROM.

FIA, R. MATOS, A.T.; FERREIRA, P.A.; TEODORO, P.E.P.; SCHUERY, F.C.; LUIZ, F.A.R. Desempenho agrônômico da *Typha* sp. e *Alternanthera philoxeroides* Mart. utilizadas no tratamento de águas residuárias da lavagem e

descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro em sistema alagado construído. *Engenharia na Agricultura*, v.16, n.4, 436-448, 2008.

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

GARCÍA, J.; OJEDA, E.; SALES, E.; CHICO, F.; PIRIZ, T.; AGUIRRE, P.; MUJERIEGO, R. Spatial variations of temperature, redox potential and contaminants in horizontal flow reed beds. *Ecological Engineering*, v.21, n.2-3, p.129-142, 2003.

GONZÁLEZ, F.T.; VALLEJOS, G.G.; SILVEIRA, J.H.; FRANCO, C.Q.; GARCÍA, J.; PUIGAGUT, J. Treatment of swine wastewater with subsurface-flow constructed wetlands in Yucatán, Mexico: Influence of plant species and contact time. *Water SA*, v.35, p.335-342, 2009.

GRIFFIN Jr.; D.M., BHATTARAI, R.R., XIANG, H., The effect of temperature on biochemical oxygen demand removal in a subsurface flow wetland. *Water Environ. Res.*, v.71, n.4, p.476-482, 1999.

GUMBRICHT, T. Tertiary wastewater treatment using the root zone method in temperate climates. *Ecological Engineering*, v.1, p.199-212, 1992.

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

HUSSAR, G.J. *Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura*. Campinas: FEAGRI-UNICAMP, 2001. 118f. Dissertação de Mestrado.

IWA. *Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design, and operation*. Scientific and Technical Report No. 8. London: IWA Publishing, 2000.

JING, S-R.; LIN, Y-F.; WANG, T-W.; LEE, D-Y. Microcosm wetlands for wastewater treatment with different hydraulic-loading - rates and macrophytes. *Journal Environmental Quality*, v.31, p.690-696, 2002.

KADLEC, R.H. The inadequacy of first-order treatment wetland models. *Ecological Engineering*, v.15, p.105-119, 2000.

KADLEC, R. H. Effects of pollutant speciation in treatment wetlands design. *Ecological Engineering*, v.20, p.1-16, 2003.

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

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

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

KINCANON, R.; McANALLY, A.S. Enhancing commonly used model predictions for constructed wetland performance: as-built design considerations. *Ecological Modelling*, v.174, p.309-322, 2004.

KURUP, R.G. *An experimental research on application of sub-surface flow constructed wetlands for meat processing industry effluent treatment and nutrient removal*. Murdoch University, Western Australia. Ph.D. Thesis, 2007. 196p.

LABER, J.; HABERL, R.; SHRESTHA, R. Two-stage constructed wetland for treating hospital wastewater in Nepal. *Water Science and Technology*, v.40, n.3, p.317-324, 1999.

LANGERGRABER, G. Simulation of sub-surface flow constructed wetlands - results and further research needs. *Water Science and Technology*, v.48, n.5, p.157-166, 2003.

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, n.5-6, p.425-431, 2001.

MARQUES, D.M. Terras Úmidas Construídas de Fluxo Subsuperficial. In: CAMPOS, J.R. (Coord.). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbico e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p.409-435. Projeto PROSAB.

MALTAIS-LANDRY, G.; MARANGER, R.; BRISSON, J.; CHAZARENC, F. Nitrogen transformations and retention in planted and artificially aerated constructed wetlands. *Water research*, v.43, p.535-545, 2009.

MATOS, A.T. *Manejo e tratamento de resíduos agroindustriais*. Viçosa: Associação dos Engenheiros Agrícolas de Minas Gerais, 2004, 69p. Apostila didática.

MATOS, A.T.; ABRAHÃO, S.S.; PEREIRA, O.G. Desempenho agrônômico de capim tifton 85 (*Cynodon spp.*) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. *Revista Ambiente e Água*, v.3, n.1, p.43-53, 2008.

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

McBRIDE, G.B., TANNER, C.C. Modeling biofilm nitrogen transformations in constructed wetland mesocosms with fluctuating water levels. *Ecological Engineering*, v.14, p.93-106, 2000.

METCALF & EDDY, Inc. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4th ed. New York: McGraw-Hill, Inc. 2003, 1819p.

METCALF & EDDY, Inc. *Wastewater Engineering, Treatment, Disposal, and Reuse*. 3rd ed. New York: McGraw-Hill, Inc. 1991, 1334p.

MITCHELL, C.; McNEVIN, D. Alternative analysis of BOD removal in subsurface flow constructed wetlands employing Monod kinetics. *Water Research*, v.35, n.5, p.1295-1303, 2001.

OLIVEIRA, P.V.A. (Coord.). *Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos*. Concórdia: EMBRAPA-CNPSA, 1993. 188p.

PAULIUKONIS, N., SCHNEIDER, R. Temporal patterns in evapotranspiration from lysimeters with three common wetland plant species in the eastern United States. *Aquatic Botany*, v.71, p.35-46, 2001.

PEARSON, K. E. *Salinity, sodicity and flooding tolerance of selected plant species of the northern Cheyenne reservation*. College of Agriculture/Montana State University. Acesso em: 15 Abr. 2007. Disponível em: <http://waterquality.montana.edu/docs/methane/cheyenne_highlight.shtml>

PILOTTO, J.S. Contribuições para modelagem matemática do comportamento dos tanques sépticos para remoção de matéria orgânica. 2004. 187f. Dissertação de Mestrado.

POLPRASERT, C., KHATIWADA, N.R., BHURTEL, J. Design model for COD removal in constructed wetlands based on biofilm activity. *ASCE Journal of Environmental Engineering*, v.124, n.9, p.838-843, 1998.

REED, S.C., BROWN, D.S. Subsurface flow wetlands - a performance evaluation. *Water Environment Research*, v.67, p.244-248, 1995.

REED, S.C.; CRITES, R.W.; MIDDLEBROOKS, E.J. *Natural systems for management and treatment*. New York: McGraw-Hill, Inc. 1995, 435p.

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

ROUSSEAU, D.P.L.; VANROLLEGHEM, P.A.; PAUW, N.D. Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review. *Water Research*, v.38, p.1484-1493, 2004.

SHEPHERD, H.L., TCHOBANOGLOUS, G., GRISMER, M.E. Time dependent retardation model for chemical oxygen demand removal in a subsurface-flow constructed wetland for winery wastewater treatment. *Water Environment Research*, v.73, n.5, p.597-606, 2001.

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

STEIN, O.R.; BIEDERMAN, J.A.; HOOK, P.B.; ALLEN, W.C. Plant species and temperature effects on the k-C* first-order model for COD removal in batch-loaded SSF wetlands. *Ecological Engineering*, v.26, p.100-112, 2006.

STOTTMEISTER, U.; WIEßNER, A.; KUSCHK, P.; KAPPELMEYER, U.; KÄSTNER, M.; BEDERSKI, O.; MÜLLER, R.A.; MOORMANN, H. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, v.22, p.93-117, 2003.

SULIMAN, F.; FRENCH, H.; HAUGEN, L. E.; JENSSEN, P.; KLOVE, B. The effect of scale on the flow and transport parameters in horizontal subsurface flow constructed wetlands. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS, 6; AND INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 9, 2004. *Proceedings...* Avignon, France: IWA/Astee, 2004. CD-ROM.

TAO, W.; HALL, K.J. Dynamics and influencing factors of heterotrophic bacterial utilization of acetate in constructed wetlands treating woodwaste leachate. *Water Research*, v.38, p.3442-3448, 2004.

USEPA - United State Environmental Protect Agency. *Manual Constructed Wetlands for Municipal Wastewater Treatment*. EPA 625-R-99-010, US EPA ORD, Cincinnati, Ohio, 2000. Acesso em: 17 Set. 2007. Disponível em: <<http://www.epa.gov/ORD/NRMRL>>.

USEPA - United State Environmental Protect Agency. *Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Technology Assessment*, EPA 832-R-93-008. EPA Office of Research and Development, Washington, DC. 1993.

VITALI, G.L.S.; OLIJNYK, D.P.; SANTOS, D.C.; PHILIPPI, L.S. Evaluation of modelling methods for the constructed wetland design. In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 31, 2008, Santiago, Chile. *Proceedings...* Santiago, Chile: AIDS, 2008. CD-ROM.

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

WIESSNER, A.; KUSCHK, P.; KASTNER, M.; STOTTMEISTER, U. Abilities of helophyte species to release oxygen into rhizospheres with varying redox conditions in laboratory-scale hydroponic systems. *Int. J. Phytoremediation*, v.4, p.1-15, 2002.

WYNN, T.M.; LIEHR, S.K. Development of a constructed wetland subsurface-flow wetland simulation model. *Ecological Engineering*, v.16, p.519-536, 2001.

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 nutrientes e determinação de parâmetros cinéticos em sistemas alagados construídos

2.1. INTRODUÇÃO

O tratamento de águas residuárias em sistemas alagados construídos (SACs) reproduz, de certa maneira, os processos naturais que ocorrem em ambientes alagados naturais; a diferença é a introdução de tecnologia com objetivo de fazer com que o processo de depuração se desenvolva em condições controladas e em taxas mais elevadas.

Em geral, os SACs removem poluentes por meio de processos físicos como precipitação, sedimentação, filtração e processos biogeoquímicos que reciclam e transformam alguns elementos químicos, como o carbono, o fósforo, o nitrogênio entre outros.

O nitrogênio apresenta um complexo ciclo biogeoquímico com múltiplas transformações bióticas/abióticas envolvendo sete estados de valência (+5 a -3). Os compostos incluem uma variedade de formas de nitrogênio orgânico e inorgânico que são essenciais para toda vida biológica.

Nos sistemas alagados, as formas de nitrogênio inorgânico de maior importância são: óxido nitroso (N_2O), óxido nítrico (NO_2), gás nitrogênio (N_2), amônio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-), sendo que os três primeiros apresentam-se no estado gasoso dissolvido. As formas organicamente ligadas de maior importância incluem aminoácidos, aminas, uréia, purinas e pirimidinas (KADLEC & WALLACE, 2008; von SPERLING, 2005; LAUTENSCHLAGER, 2001).

O nitrogênio orgânico entra no sistema na forma particulada, que é convertida em solúvel pela hidrólise, e na forma solúvel, que é convertida em amônio também pela hidrólise e por bactérias heterotróficas quimiossintetizantes (von SPERLING, 1996). Para que o nitrogênio seja removido completamente da solução pela microbiologia convencional, o nitrogênio orgânico deve ser convertido a NH_4^+ , a seguir a NO_2^- e NO_3^- e então desnitrificado (N_2 e N_2O). Sua remoção pode ser afetada por fatores limitantes como: condições aeróbias e anaeróbias, alcalinidade, material orgânico, tempo de detenção hidráulica e sólidos (HAMMAER & KNIGHT, 1994).

Em SACs submetidos a maiores cargas orgânicas e expostos às temperaturas médias de 25 °C e pH próximo de 7, a forma predominante de nitrogênio é o NH_4^+ ; sendo que este pode ser removido da solução por meio da troca de cátions com detritos,

sedimentos inorgânicos e meio suporte e por absorção pelas plantas. A amônia não ionizada (NH_3) é quimicamente reduzida e, portanto, pode ser prontamente oxidada em águas naturais, resultando em consumo significativo de oxigênio ($4,3 \text{ g g}^{-1}$ de NH_3), além de ser tóxica a muitas formas de vida aquática (KADLEC & WALLACE, 2008).

Outro processo responsável pela remoção de nitrogênio nos sistemas de tratamento de águas residuárias é denominado ANAMMOX (*Anaerobic Ammonium Oxidation*), onde o amônio (NH_4^+) é oxidado diretamente a nitrogênio gasoso (N_2), sendo o nitrito (NO_2^-) o aceptor de elétrons. O processo ANAMMOX tem a vantagem de reduzir as exigências de oxigênio (permite que mais de 50% do oxigênio seja preservado) para a oxidação biológica do amônio a nitrato e elimina a necessidade de uma fonte externa de carbono orgânico para desnitrificação. Assim, para remover amônio dos sistemas, é necessário converter uma parte dele em nitritos, sob condições anóxicas e aeróbias e, posteriormente, permitir que este nitrito e o amônio residual reajam anaerobiamente, por meio de bactérias ANAMMOX, convertendo-os em N_2 (STROUS *et al*, 1998).

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

Outro nutriente importante é o fósforo (P) cujo ciclo é fundamentalmente diferente do ciclo do nitrogênio, visto que, não há alterações na valência durante a assimilação biótica do fósforo inorgânico ou durante a decomposição de fósforo orgânico por microrganismos.

A maior parte do P em SACs está na forma orgânica, podendo estar presente no tecido vegetal, microrganismos ou em material orgânico dissolvido ou em suspensão na água. Segundo DeBUSK *et al.* (2004), devido à rápida extração biológica de nutrientes, a saída do P dos SACs ocorre mais na forma orgânica (presente nos tecidos de plantas e microrganismos) do que na forma inorgânica. A única forma de remoção de P inorgânico dos SACs é aquela em que ocorre a liberação desse elemento como gás PH_3 (KADLEC & WALLACE, 2008).

O P inorgânico pode, também, se tornar indisponível por adsorção à fase sólida, por precipitação e complexação pelo material orgânico retido nos SACs, embora se saiba que, por dessorção da fase sólida e, ou, alterações químicas no meio e por mineralização do material orgânico nos SACs, este pode voltar a ser disponibilizado no

líquido. Os principais mecanismos que removem P em alagados construídos incluem apenas sorção sobre substratos, armazenamento na biomassa, e a formação e acréscimo de turfa (KADLEC & WALLACE, 2008). Os dois primeiros processos são, no entanto, saturáveis, o que significa que eles têm capacidade finita e, portanto, não podem contribuir, em longo prazo, na remoção de fósforo do sistema (DUNNE & REDDY, 2005).

De modo semelhante ao que já foi discutido em relação ao nitrogênio, devido às altas cargas afluentes, quando se trabalha com águas residuárias de maior concentração orgânica, a quantidade de fósforo removida via colheita de macrófitas emergentes é baixa, mas pode ser importante principalmente em SACs com escoamento superficial, que têm baixa carga afluente (menor que $10\text{-}20\text{ g m}^{-2}\text{ ano}^{-1}$ de P). A capacidade de SACs removerem P é limitada, quando comparada com a capacidade de remoção de N, já que não há, nesses sistemas, nenhum "mecanismo de perda permanente" de P análogo ao da desnitrificação. Desta forma, o P tende a acumular nos SACs em maior taxa do que o N (DeBUSK *et al.*, 2004), por essa razão, a escolha de espécies vegetais com grande capacidade de absorver P, torna-se fundamental.

Além dos nutrientes nitrogênio e fósforo, as águas residuárias da suinocultura são constituídas por metais alcalinos como o potássio e o sódio, os quais, dependendo da concentração, podem ser restritivos quanto ao seu aproveitamento na agricultura e por metais pesados, sendo os mais expressivos o cobre e o zinco (CERETTA & GIROTTO, 2009).

Não existe muita informação sobre o comportamento de metais alcalinos em SACs utilizados no tratamento de águas residuárias, uma vez que estes constituintes não são variáveis normalmente associadas à qualidade do efluente de um sistema de tratamento que, geralmente, visa a sua disposição em corpos de água. Todavia, o potássio e o sódio estão incluídos entre os nutrientes absorvidos pelos vegetais e, por esta razão, suas concentrações devem ser necessariamente mensuradas (BRASIL *et al.*, 2005; FIA *et al.*, 2008; MATOS *et al.*, 2008)

Nas águas residuárias da suinocultura, o cobre e o zinco têm sido motivo de maior preocupação, uma vez que são importantes componentes do suplemento dietético de rações e de formulação de antibióticos (SCHERER & BALDISSERA, 1994), aumentando os riscos de contaminação ambiental. Embora a ARS apresente baixas concentrações de Cu e Zn, relativamente aos macronutrientes, e esses serem considerados micronutrientes, sua aplicação em doses excessivas pode resultar em

acúmulo desses elementos no ambiente, o que pode acarretar intoxicação não só às plantas, mas também nos diferentes níveis da cadeia alimentar.

Mecanismos físicos, químicos e físico-químicos de retenção de metais nos sedimentos incluem filtração, imobilização por precipitação oxidativa, sedimentação de metais particulados, adsorção por troca catiônica, complexação com matéria orgânica e redução de sulfato. Precipitação de óxidos de metal, seguida de oxidação microbiológica, é um dos mecanismos de remoção mais importantes em SACs (YE *et al.*, 2001). Metais como o Cu também podem ser ligados quimicamente à argila e óxidos de manganês, alumínio e ferro (DeBUSK, 1999).

2.2. OBJETIVOS

Neste trabalho objetivou-se estudar o desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal (SACs), cultivados com *Typha latifolia* e *Cynodon spp.*, quando submetidos a quatro taxas de carga de nutrientes, no tratamento da ARS, no que se refere à remoção de sódio e macro e micronutrientes; e obter parâmetros cinéticos pelo ajustamento de equações usadas na descrição da cinética de remoção de nitrogênio e fósforo.

2.3. MATERIAL E MÉTODOS

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

A descrição da montagem experimental e da água residuária da suinocultura (ARS) está apresentada no Capítulo 1 (item 1.3).

2.3.1. Condução do experimento

A aplicação da ARS nos SACs foi feita de forma diferenciada entre os SACs por meio da variação da vazão afluyente aplicada. Quatro diferentes vazões foram aplicadas e com a variação nas características apresentadas pela ARS obtiveram-se os valores das características operacionais e das cargas de nutrientes apresentados na Tabela 2.1.

Para obtenção das variáveis operacionais dos SACs considerou-se o volume útil dos mesmos, ou seja, somente o volume do líquido, visto que ele representa melhor as condições às quais os sistemas foram submetidos e não as dimensões com as quais foram projetados.

Tabela 2.1. Características operacionais e cargas de nutrientes aplicadas aos nove SACs durante a condução experimental

SACs	TDH (d)	TC _{NTK}	kg ha ⁻¹ d ⁻¹			g ha ⁻¹ d ⁻¹	
			TC _P	TC _K	TC _{Na}	TC _{Cu}	TC _{Zn}
SAC ₁	11,9±1,3	112±20	6,2±3,0	21,7±14,8	15,3±10,0	17,6±15,3	140,5±122,2
SAC ₂	11,8±1,1	112±20	6,2±3,0	21,8±14,9	15,3±10,0	17,6±15,3	140,8±122,4
SAC ₃	12,0±1,2	110±20	6,1±3,0	21,5±14,7	15,1±9,8	17,4±15,1	138,8±120,7
SAC ₄	5,9±0,6	223±41	12,4±6,0	43,5±29,7	30,6±19,9	35,2±30,6	281,1±244,4
SAC ₅	5,9±0,6	223±41	12,4±6,0	43,4±29,7	30,6±19,9	35,2±30,6	280,9±244,3
SAC ₆	4,2±0,4	314±57	17,5±8,4	61,1±41,8	43,0±28,0	49,5±43,0	395,1±343,7
SAC ₇	4,2±0,3	314±57	17,5±8,4	61,2±41,8	43,1±28,1	49,6±43,1	395,7±344,1
SAC ₈	4,0±1,1	351±64	19,5±9,4	68,3±46,7	48,1±31,3	55,4±48,2	442,1±384,5
SAC ₉	3,2±0,3	414±75	23,0±11,1	80,5±55,0	56,7±36,9	65,3±56,7	520,8±453,0

TDH - tempo de detenção hidráulica (d); TC_{NTK}, TC_P, TC_K, TC_{Na}, TC_{Cu} e TC_{Zn} - Taxa de carga de nitrogênio total Kjeldahl, fósforo, potássio, sódio, cobre e zinco tomada com base na área superficial dos SACs.

2.3.2. Monitoramento dos SACs

Os SACs foram monitorados durante 120 dias, entre os meses de abril e setembro de 2009. O monitoramento dos SACs foi feito por amostras do afluente e do efluente, quantificando-se as variáveis: potássio total (K) e sódio total (Na), por fotometria de chama, em 10 amostragens; fósforo total (P), por espectrofotometria; nitrogênio total Kjeldahl (NTK), pelo método semimicro Kjeldahl, em 12 amostragens; cálcio (Ca), magnésio (Mg), cobre (Cu) e zinco (Zn), por espectrometria de absorção atômica, em 7 amostragens (APHA *et al.*, 2005). Determinou-se também, a concentração de amônio (NH_4^+) (adaptado de KEMPERS & ZWEERS, 1986), nitrato (NO_3^-) (YANG *et al.*, 1998) e nitrito (NO_2^-), em 11 amostragens (APHA *et al.*, 2005), todos por colorimetria.

Tais variáveis foram avaliadas estatisticamente no esquema fatorial 2 x 4 (2 espécies e 4 taxas de carga orgânica) no delineamento em blocos casualizados (DBC) com o número de repetições para cada variável em função do número de amostragens (repetições no tempo). Os dados foram submetidos à análise de variância e de regressão. Para o fator qualitativo, as médias foram comparadas utilizando-se o teste F; e havendo interação significativa entre a espécie cultivada e o tratamento aplicado, fez-se o desdobramento da mesma. Para o fator quantitativo, os modelos foram avaliados com base na significância dos coeficientes de regressão, coeficiente de determinação e no fenômeno biológico. Para a menor taxa de carga orgânica (tratamento 1), avaliou-se, além das duas espécies (taboa e capim tifton-85), um SAC não vegetado (controle) para verificar a influência das plantas na remoção dos poluentes; neste caso, avaliou-se estatisticamente os resultados, tal como descrito anteriormente.

Durante o período experimental, foram realizadas nove amostragens ao longo dos SACs e, juntamente com as amostras coletadas na entrada e saída de cada sistema, foram obtidos os coeficientes de remoção de macronutrientes (NTK e P) para as respectivas cargas aplicadas, por meio de ajuste aos modelos de predição, representados pelas equações 1.2, 1.7, 1.8 e 1.9, a fim de se verificar qual deles melhor explica a cinética de remoção de nutrientes contidos na água residuária da suinocultura em tratamento nos SACs.

Foi ajustada uma curva de decaimento para a média dos nove perfis de concentração de NTK e P obtidos ao longo do comprimento dos SACs utilizando-se o aplicativo STATISTICA[®]. Os parâmetros obtidos pelos diferentes modelos avaliados

foram considerados variáveis dependentes e submetidos à análise de agrupamento por otimização de Tocher, para determinar quais tratamentos possuíam curvas similares.

As análises de variância e regressão foram realizadas utilizando-se o programa estatístico SAEG[®] (RIBEIRO Jr., 2001).

2.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As condições operacionais dos SACs estão apresentadas na Tabela 1.2 no item 1.3.3.

2.4.1. Desempenho dos SACs: macronutrientes e sódio

2.4.1.1. Formas de nitrogênio

As eficiências médias e o desvio padrão de remoção de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) pelos SACs bem como as concentrações médias afluentes e efluentes dos SACs das variáveis NTK, amônio, nitrito e nitrato estão apresentados na Tabela 2.2. Na Figura 2.1 estão apresentadas as eficiências de remoção de NTK obtidas ao longo do período experimental.

Tabela 2.2. Valores médios e desvio-padrão da concentração afluente e efluente de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), amônio (N-NH₄⁺), nitrito (N-NO₂⁻) e nitrato (N-NO₃⁻) dos SACs e eficiências médias (%) de remoção de NTK e N-NH₄⁺ nos SACs, obtidas durante a condução do experimento

Variáveis	NTK		N-NH ₄ ⁺		N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻
	(mg L ⁻¹)	Rem.(%)	(mg L ⁻¹)	Rem.(%)	(µg L ⁻¹)	(mg L ⁻¹)
Afluente	530±93	-	304±96	-	0,032±0,035	0,84±0,27
SAC ₁	340±103	38±05a	167±80	41±29a	0,048±0,052	1,00±1,01
SAC ₂	354±106	37±04a	197±80	33±19a	0,028±0,022	0,52±0,22
SAC ₃	343±105	40±04a	191±84	39±15a	0,035±0,031	0,49±0,22
SAC ₄	373±103	31±08b	219±87	28±18b	0,071±0,096	0,55±0,26
SAC ₅	390±74	35±09b	211±92	30±19b	0,035±0,032	0,53±0,19
SAC ₆	402±70	29±11c	237±70	20±09c	0,025±0,017	0,61±0,17
SAC ₇	402±93	29±10c	233±80	22±11c	0,026±0,021	0,56±0,19
SAC ₈	412±72	33±10d	248±82	17±11d	0,028±0,028	0,63±0,22
SAC ₉	424±79	26±10e	241±95	19±16d	0,021±0,009	0,63±0,26

Rem. – Porcentagem de remoção de NTK e N-NH₄⁺ tendo como base o balanço de massa realizado. Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Observa-se na Figura 2.1 que a eficiência na remoção de NTK variou com o decorrer do período de experimentação. A partir da terceira coleta, houve aumento na aplicação de NTK devido à mudança na concentração deste na água residuária, coincidindo com as menores eficiências de remoção observadas. A partir da quinta amostragem, houve tendência de recuperação na remoção de NTK, mantendo-se relativamente constante a partir daí, no restante do período de experimentação.

Houve tendência de maior remoção de nitrogênio nos SACs que receberam as menores cargas deste nutriente (SAC₁, SAC₂ e SAC₃). Menores eficiências de remoção de nitrogênio em SACs que receberam maiores cargas de nutrientes também foi observado por JING & LIN (2004) e MATOS *et al.* (2008), o que pode ter ocorrido devido à sobrecarga dos sistemas com este nutriente, condição semelhante à relatada por BRASIL *et al.* (2005).

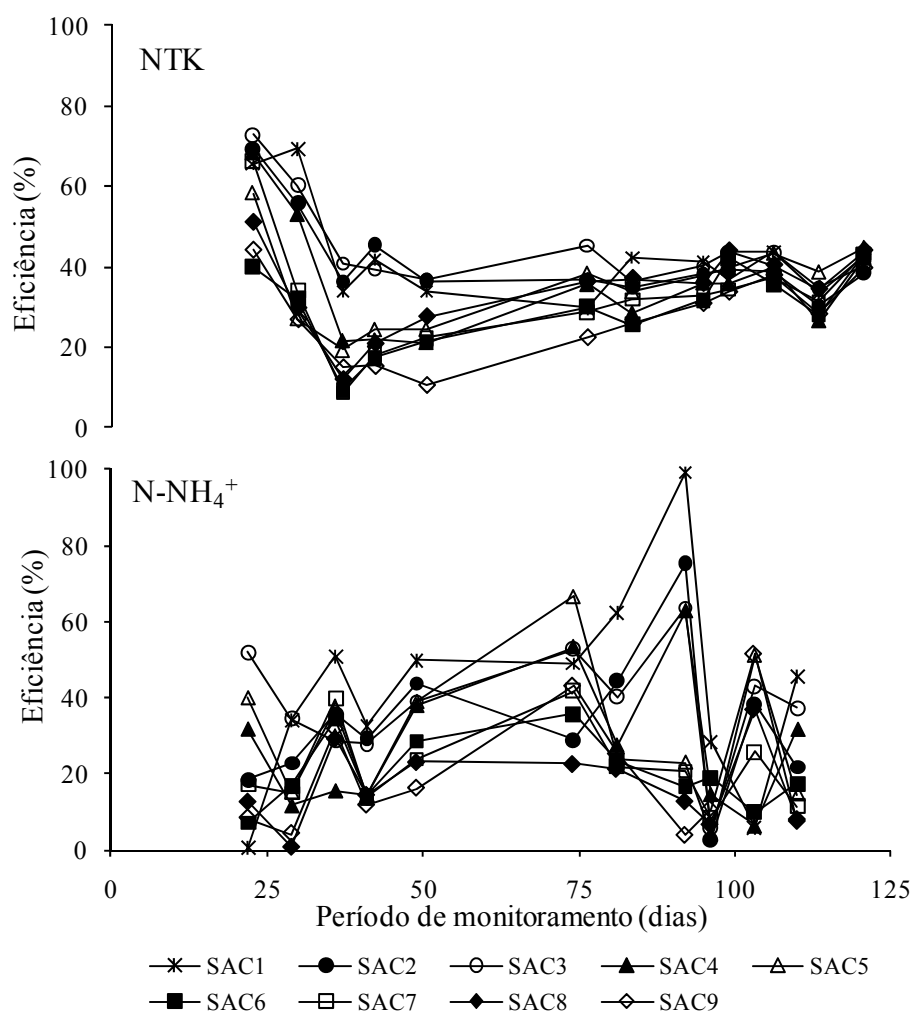
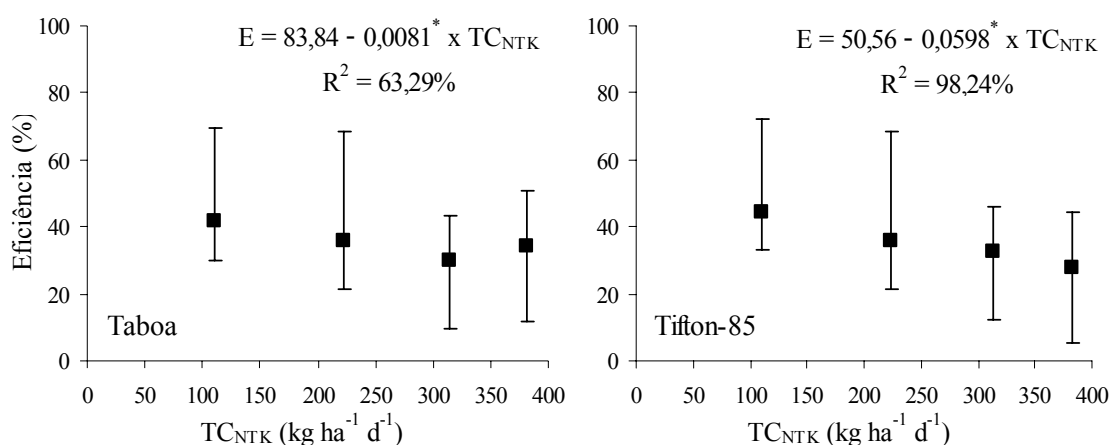


Figura 2.1. Eficiências de remoção de NTK e N-NH₄⁺ nos SACs durante o período de monitoramento dos sistemas.

Em relação às espécies cultivadas, observou-se diferença ($p < 0,05$) apenas entre os SACs que receberam a maior carga de NTK (SAC₈ e SAC₉). Fato que pode ter sido influenciado pela diferença nas vazões aplicadas aos mesmos, tal como discutido anteriormente (item 1.4.2.1). Verificou-se, também, diferença significativa ($p < 0,05$) nas eficiências de remoção de NTK entre as cargas orgânicas aplicadas aos SACs, sendo as equações obtidas para estimativa de remoção desta variável em função das cargas aplicadas e das espécies cultivadas, apresentadas na Figura 2.2.

Para a mesma taxa de carga de NTK média aplicada ($111 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$), a presença das espécies cultivadas, taboa e capim tifton-85 (SAC₂ e SAC₃), ou mesmo a ausência delas, no SAC₁, não influenciou nas eficiências de remoção deste nutriente ($p < 0,05$), contrariando o observado por LIM *et al.* (2001), que relataram que as plantas utilizadas (taboa) foram importantes fontes extratoras de nutrientes, sendo responsáveis pela remoção de 26% do nitrogênio aportado, via esgoto doméstico, ao SAC.



* significativo a 5% de probabilidade pelo teste t

Figura 2.2. Estimativa das eficiências de remoção de NTK com base nas diferentes taxas aplicadas deste nutriente nos SACs e nas diferentes espécies cultivadas.

As taxas de aplicação de nitrogênio utilizadas neste trabalho (110 a $414 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$) foram extremamente elevadas (Tabela 2.1), quando comparadas aos valores apresentados na literatura e que variam de 3 a $40 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de nitrogênio (HUNT *et al.*, 1999; LIN *et al.*, 2002; KUSCHK *et al.*, 2003; TUNÇSIPER *et al.*, 2004; POACH *et al.*, 2004; BRASIL *et al.*, 2005). As cargas de nitrogênio aplicadas aos SACs e o tipo de escoamento apresentado pelos SACs são os principais fatores de influência na eficiência de remoção deste nutriente e que, de acordo com VYMAZAL (2007), varia entre 40 e 50%. Ainda segundo esse autor, um sistema alagado de único estágio não pode alcançar

maiores eficiências na remoção de nitrogênio devido à sua inabilidade em proporcionar condições anaeróbias e aeróbias em um mesmo ambiente.

BAIRD *et al.* (2001) avaliaram o desempenho de SACs no tratamento de ARS, durante quatro anos, aplicando cargas crescentes de nitrogênio (3, 8, 15 e 25 kg ha⁻¹ d⁻¹). Os autores verificaram que a eficiência média na remoção foi reduzida de 94 para 84% com o aumento na carga aplicada, no entanto, manteve-se relativamente elevada. HUNT *et al.* (2002) operaram sistemas alagados no tratamento da ARS recebendo cargas entre 3 e 36 kg ha⁻¹ d⁻¹ de nitrogênio e obtiveram de 70 a 95% de remoção deste nutriente. FREITAS (2006) aplicou maiores cargas de nitrogênio (93 kg ha⁻¹ d⁻¹) em SACs utilizados no tratamento da ARS e obteve eficiências médias de remoção entre 51 e 64% entre os SACs cultivados com diferentes espécies vegetais. Em trabalho realizado por GONZÁLES *et al.* (2009) foram alcançadas eficiências de remoção de nitrogênio entre 47 e 79%, dependendo da estação do ano. Esses autores justificaram estas maiores eficiências de remoção, quando comparadas àquelas encontradas na literatura, ao fato da alimentação dos sistemas alagados ter sido feita de forma intermitente, semelhante ao que ocorre em sistemas tratamento por escoamento vertical, o que proporciona reaeração do meio granular, o que pode aumentar as rotas microbiológicas aeróbias de degradação.

LEE *et al.* (2004) reportaram eficiências de remoção de nitrogênio total da ARS entre 10 e 24%, para cargas de nitrogênio entre 69 e 262 kg ha⁻¹ d⁻¹, sendo as menores eficiências obtidas quando da aplicação das maiores cargas. Os autores concluíram que 85% da remoção do nitrogênio total ocorreram por mecanismos puramente físicos, 12% por mecanismos microbiológicos (5% assimilação e 7% nitrificação e desnitrificação) e apenas 2% por extração pelas plantas (*Eichhornia crassipes*). Afirmaram que a participação dos microrganismos ocorre, principalmente, na conversão do amônio em nitrito e posteriormente em nitrato. O fato da maior parte da remoção de nitrogênio ocorrer por mecanismos físicos e microbiológicos confirma a tendência dos dados obtidos neste trabalho, onde não se verificou diferenças entre os sistemas vegetados e aquele não vegetado e que recebeu mesma carga de nitrogênio.

Segundo REED *et al.* (1995) e MANDER *et al.* (2004), a maior parte da remoção de nitrogênio por sistemas alagados se dá por processos de nitrificação e desnitrificação, sendo os microrganismos os principais responsáveis por essas transformações. No entanto, neste experimento, devido às elevadas cargas orgânicas aplicadas, as quais reduziram a disponibilidade de oxigênio no meio, a maior parte do nitrogênio se apresentou na forma de amônio e não de nitrato (Tabela 2.2). Desta forma,

acredita-se que o processo de nitrificação e desnitrificação não tenha ocorrido de forma significativa, de modo a contribuir efetivamente para remoção de nitrogênio do sistema. A principal razão das pequenas remoções de nitrogênio em SACs é a nitrificação incompleta do efluente, devido à baixa disponibilidade de oxigênio no meio (VYMAZAL, 1998; HUNT *et al.* 2002; 2003).

A menor concentração de N-NH_4^+ foi verificada no efluente do SAC₁, o qual também apresentou maior concentração de N-NO_3^- e uma das maiores concentrações de N-NO_2^- , além dos maiores valores de Eh. As eficiências de remoção de N-NH_4^+ foram semelhantes entre os SAC₁, SAC₂ e SAC₃, embora menores que aquelas obtidas em relação ao NTK, exceto para o SAC₁, não vegetado. Este resultado difere dos resultados obtidos por TANNER *et al.* (1995) que obtiveram remoção de amônio entre 34 e 71% em SACs cultivados contra uma faixa de -7 a 19% naqueles não cultivados. Estas maiores eficiências podem estar relacionadas às menores cargas aplicadas, que foram de, aproximadamente, $14 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Diferença menor entre SACs cultivados e não cultivados foi obtida por GONZÁLES *et al.* (2009) que, ao utilizarem SACs no tratamento da ARS, verificaram que SACs vegetados produziram efluentes com concentração entre 2 e 5% menores, em termos de amônio que os não vegetados, sendo que, de forma geral, as eficiências variaram entre 50 e 75%.

Como a nitrificação, um dos principais mecanismos de remoção de nitrogênio em SACs, é limitada pela falta de oxigênio no meio, tem sido sugerido que a volatilização da amônia é o maior mecanismo de remoção de nitrogênio em SACs no tratamento de águas residuárias da suinocultura (KNIGHT *et al.*, 2000). Entretanto, POACH *et al.* (2002) reportaram que, embora ocorra volatilização de amônia em SACs utilizados no tratamento da ARS, esta é relativamente pequena e contribui muito pouco no processo de remoção de nitrogênio, contribuindo com valores entre 7 e 16% da carga de nitrogênio aplicada ao SAC. Eles concluíram que a desnitrificação foi o principal mecanismo de perda, porém, a magnitude da desnitrificação é afetada por parâmetros operacionais como altura da lâmina de água no sistema e a carga aplicada. As maiores remoções de nitrogênio por meio do processo nitrificação-desnitrificação são, frequentemente, obtidas em SACs de escoamento vertical, onde as condições de manejo do sistema permitem que este processo ocorra com maior intensidade (ZHOU *et al.*, 2008).

Acredita-se que as perdas de nitrogênio por meio da volatilização da amônia, obtidas neste trabalho também tenham ocorrido em quantidades pequenas, tal como observado por KOOTTATEP & POLPRASERT (1997), pois os valores médios de pH

na água residuária ficaram abaixo de 8,0 (Tabela 1.4), condição que não propicia forte formação de NH_3 . Segundo von SPERLING (2005), em pH inferior a 8,0, praticamente todo o nitrogênio amoniacal se encontra na forma de NH_4^+ e somente em pH igual a 9,5 ocorre o equilíbrio entre a concentração de amônia e amônio.

Neste trabalho, verificou-se que as maiores concentrações de N-NO_2^- e N-NO_3^- coincidiram com os maiores valores de potencial de oxirredução (Eh) no meio, ambos encontrados em pontos intermediários amostrados ao longo do SAC₁, o que pode ter contribuído para a manutenção das eficiências próximas às obtidas nos sistemas vegetados, que além dos processos de remoção de nitrogênio anteriormente citados, contam com a participação das plantas na absorção das formas NH_4^+ e NO_3^- . Na maioria das vezes, a absorção de NO_3^- pelas plantas cultivadas em SACs é menor que a absorção de NH_4^+ , já que há maior disponibilidade do último no meio (KADLEC & WALLACE, 2008). WIEßNER *et al.* (2005) verificaram que a concentração de NH_4^+ no efluente de SACs decresceu drasticamente quando o Eh aumentou de -250 para 0 mV, fato atribuído às condições mais favoráveis para a nitrificação microbiana, e mantiveram-se relativamente estáveis quando o Eh variou de 0 a +350 mV. No entanto, ao contrário do que foi observado neste experimento, os autores não verificaram relação significativa entre o Eh e as concentrações de NO_2^- e NO_3^- .

Outro fator responsável pela remoção de nitrogênio em SACs atribui a um grupo de microrganismos específicos a função de realizar a oxidação anaeróbia do NO_2^- e NH_4^+ a nitrogênio gasoso (N_2). Este processo de remoção de nitrogênio é denominado ANAMMOX e tem se mostrado ser uma via mais simples para desnitrificação que aquela que ocorre após a nitrificação. Além disso, a reação ANAMMOX é tão energeticamente favorável ($\Delta G^{\circ} = -357 \text{ kJ mol}^{-1}$) como, por exemplo, a reação de nitrificação ($\Delta G^{\circ} = -275 \text{ kJ mol}^{-1}$) (JETTEN *et al.*, 2000). Quanto às características operacionais ótimas para o desenvolvimento dessa microbiota, pode-se dizer que o pH ideal para crescimento desses microrganismos está entre 7 e 8, com o ótimo próximo de 8, e a temperatura na faixa de 20 a 43 °C, com o ótimo em 40 ± 3 °C (TOH *et al.*, 2002; STROUS *et al.*, 1999; JETTEN *et al.*, 1999). No que diz respeito ao efeito da presença de inibidores, o processo não é inibido pelo íon amônio ou pelo seu subproduto, nitrato, até concentrações no meio da ordem de 1.000 mg L^{-1} de N. Porém, na presença de concentrações superiores a 100 mg L^{-1} de nitrito, o processo é completamente inibido (STROUS *et al.*, 1999). Diante do exposto, verifica-se que neste trabalho não houve limitação quanto à remoção de nitrogênio pelo processo ANAMMOX.

2.4.1.2. Fósforo

As eficiências médias e o desvio padrão na remoção de fósforo, bem como as concentrações médias afluentes e efluentes dos SACs, estão apresentados na Tabela 2.3, enquanto na Figura 2.3 estão apresentadas as eficiências de remoção de fósforo obtidas no decorrer do período experimental.

Tabela 2.3. Valores médios e desvio-padrão da concentração afluente e efluente de fósforo e eficiências médias (%) de remoção, obtidos durante a operação dos SACs

Variáveis	Fósforo	
	(mg L ⁻¹)	Rem. (%)
Afluente	161±119	-
SAC ₁	29±14	78±15a
SAC ₂	34±17	74±17a
SAC ₃	37±15	73±15a
SAC ₄	39±18	69±19b
SAC ₅	38±15	71±20b
SAC ₆	43±17	67±20c
SAC ₇	46±19	67±20c
SAC ₈	48±20	68±16d
SAC ₉	50±30	65±19d

Rem. – Porcentagem de remoção de fósforo, tendo-se como base o balanço de massa realizado. Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

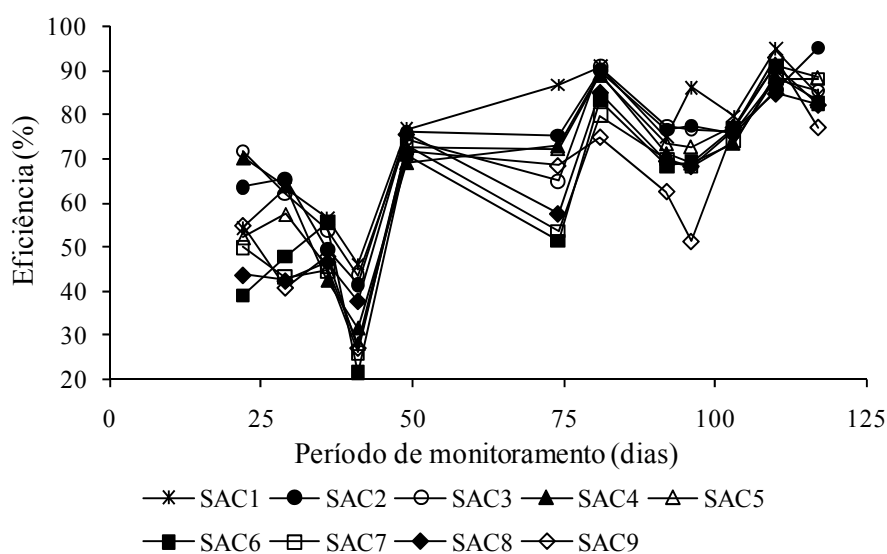
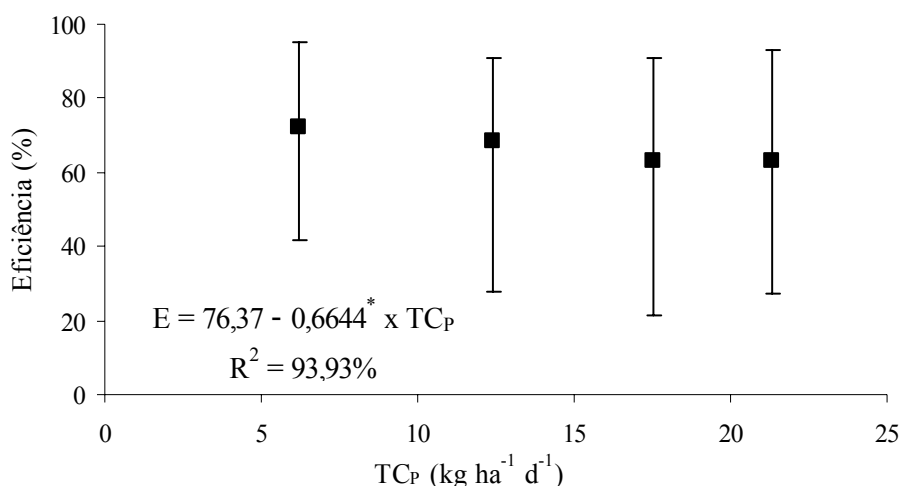


Figura 2.3. Eficiências na remoção de fósforo nos SACs durante o período de monitoramento dos sistemas.

Com o tempo de operação dos SACs, verificou-se tendência de aumento nas eficiências de remoção de fósforo e que essas eficiências médias foram menores nos SACs que receberam as maiores cargas deste nutriente, havendo diferença estatística entre as médias, resultado semelhante ao observado em relação ao nitrogênio. A equação para estimativa da remoção de P com o aumento das cargas aplicadas está apresentada na Figura 2.4.



* significativo a 5% de probabilidade pelo teste t

Figura 2.4. Estimativa das eficiências de remoção de P com base nas diferentes taxas de carregamento deste nutriente aplicadas aos SACs.

As eficiências de remoção de P obtidas neste trabalho podem ser consideradas satisfatórias, pois, segundo VYMAZAL (2007), a remoção de fósforo em todos os tipos de SACs é considerada baixa, a menos que substratos especiais com elevada capacidade de adsorção sejam utilizados junto ou como meio suporte. Ainda segundo o autor, a remoção de fósforo total varia entre 40 e 60% entre todos os tipos de sistemas alagados e, semelhante ao que ocorre com o nitrogênio, é dependente das cargas aplicadas e da forma de escoamento da água residuária no sistema.

Sabe-se que a capacidade de SACs em remover fósforo é limitada, quando comparada à capacidade de remoção de nitrogênio, já que não há nenhum "mecanismo de perda permanente" de fósforo nesses sistemas, e que seja análogo à desnitrificação (DeBUSK *et al.*, 2004). KADLEC & WALLACE (2008) citaram, no entanto, que fósforo inorgânico pode ser removido dos SACs na forma de gás fosfina (PH₃). Ainda assim, considera-se esta forma de remoção desprezível, pois a formação da fosfina ocorre em ambientes com características ácidas (REDDY & DELAUNE, 2008). DÉVAI *et al.* (1988) quantificaram emissões de PH₃ em SACs cultivados com *Phragmites*, e obtiveram valores relativamente pequenos, da ordem de 1,7 g m⁻² ano⁻¹. A adsorção e

precipitação de fósforo ocorrem, principalmente, em SACs de escoamento subsuperficial e é, comparativamente, pequena nos verticais, pois como o substrato está constantemente saturado, não há muita flutuação nos valores de potencial de oxirredução no leito. Valores de Eh inferiores a +250 mV podem causar a redução do Fe^{3+} em Fe^{2+} , liberando o fósforo associado. Por outro lado, a redução do Eh pela condição de alagamento também pode causar a transformação de formas minerais cristalinas de Al e Fe para a forma amorfa e os oxihidróxidos de Fe e Al têm grande capacidade de se ligar ao fósforo, imobilizando-o entre os vários íons hidroxila (VYMAZAL, 2004). No entanto, os materiais comumente utilizados nos SACs como leito filtrante apresentam baixa capacidade de adsorção e precipitação, além disso, com o passar do tempo a capacidade de adsorver e precipitar compostos fosfatados tende a decrescer, reduzindo a eficiência dos sistemas na remoção desse nutriente (VYMAZAL, 2007).

A maior parte do fósforo em SACs está na forma orgânica, retido principalmente no tecido vegetal, microrganismos ou em material orgânico dissolvido ou em suspensão na água. O fósforo tende a se acumular nos SACs, tanto nos tecidos vegetais e células microbianas quanto nos sedimentos (TURNER *et al.*, 2006) e sua remoção do SAC deve ocorrer quando há o corte das plantas cultivadas.

Em sistemas alagados utilizados no tratamento de água residuária da bovinocultura, Crolla & Kinsley (2002) *apud* GOTTSCHALL *et al.* (2007) obtiveram eficiências da ordem de 58% na remoção de fósforo, durante os quatro primeiros anos de operação do sistema. Após oito anos de operação, o sistema apresentou decréscimo na eficiência média de remoção, passando a ser de 32%, sendo aplicadas cargas de fósforo da ordem de $3,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$.

Em trabalhos encontrados na literatura e citados por GOTTSCHALL *et al.* (2007) está relatado que no tratamento de águas residuárias agroindustriais, principalmente naquelas originadas de suinoculturas e bovinoculturas, os SACs conseguem remover entre 35 e 96% do fósforo adicionado ao sistema, dependendo do aporte de fósforo e do tempo de operação do sistema, sendo que, geralmente, maiores remoções estão relacionadas às menores cargas aplicadas.

DeBUSK *et al.* (2004) obtiveram 46% de eficiência na remoção de fósforo em um sistema alagado com TDH de 0,8 dias, entretanto a carga de fósforo aplicada foi de $7,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (correspondendo a $0,02 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$). FREITAS (2006) obteve remoções de 33 e 55% no tratamento de água residuária da suinocultura em SACs cultivados com taboa e capim tifton-85, sob taxa de aplicação média de $22 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ de fósforo e

TDH de 4,8 dias, aproximadamente. GONZÁLES *et al.* (2009) obtiveram remoção entre 0 e 28%, dependendo da estação do ano, e verificaram que o TDH (1 a 3 dias) não interferiu nas eficiências de remoção, tal como observado neste trabalho. Entretanto, ao contrário do que foi descrito por VYMAZAL (2004), verificou que, ao aplicar concentrações entre 44 e 88 mg L⁻¹ de fósforo, a presença de macrófitas teve efeito significativo e positivo na eficiência de remoção de fósforo. LEE *et al.* (2004) também verificaram menores eficiências na remoção de P (47 a 59%) que as obtidas neste trabalho.

Assim, neste trabalho, acredita-se que as maiores eficiências na remoção de fósforo sejam, em parte, decorrentes de serem os sistemas recém implantados e terem capacidade de adsorver e precipitar compostos à base de fósforo, favorecidas principalmente pelos maiores valores de pH apresentado pela ARS. TANAKA *et al.* (2007) observaram redução drástica na concentração de fosfato solúvel em meio contendo cálcio e magnésio, quando o valor do pH da solução excedeu 7,9, havendo solubilização do precipitado em caso de redução do pH para valores abaixo de 8,0 (REDDY & DELAUNE, 2008). Em relação à absorção vegetal, acredita-se que tenha havido pequena participação das plantas na remoção de P da ARS, tanto pela elevada carga aplicada aos SACs como pela não observância de diferença estatística entre os SACs vegetados (SAC₂ e SAC₃) e aquele não vegetado (SAC₁). Além disso, entre os sistemas vegetados, apenas aqueles cultivados com o capim tifton-85 apresentaram desenvolvimento satisfatório das plantas. Outro fator que pode ter contribuído foi a remoção acentuada de sólidos em suspensão nos SACs, removendo assim o fósforo presente no material em suspensão.

2.4.1.3. Potássio, sódio, cálcio e magnésio

Na Tabela 2.4 estão apresentadas as concentrações médias e o desvio-padrão das concentrações de potássio (K), sódio (Na), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) afluentes e efluentes dos SACs, bem como as eficiências de remoção de K e Na.

Tabela 2.4. Valores médios e desvio-padrão da concentração afluente e efluente de potássio (K), sódio (Na), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) e eficiências médias (%) de remoção de K e Na, obtidos durante o período de operação dos SACs.

Variáveis	K		Na		Ca	Mg
	(mg L ⁻¹)	Rem. (%)	(mg L ⁻¹)	Rem. (%)	(mg L ⁻¹)	(mg L ⁻¹)
Afluente	137±116	-	79±55	-	38±14	16,7±5,8
SAC ₁	103±70	27±16a	73±47	16±12a	18±18	5,4±1,3
SAC ₂	104±66	27±17a	66±43	24±23a	22±16	6,0±1,4
SAC ₃	105±66	27±17a	67±40	20±19a	27±15	6,6±1,7
SAC ₄	107±69	22±17b	68±40	11±29a	26±17	6,3±2,1
SAC ₅	104±63	27±18b	68±38	12±38a	24±17	6,1±2,1
SAC ₆	116±70	15±16c	68±37	2±54a	26±18	6,4±2,4
SAC ₇	121±74	15±14c	66±36	11±39a	28±20	6,6±2,4
SAC ₈	114±79	26±14d	64±37	23±24a	27±16	6,7±3,1
SAC ₉	122±108	20±16d	64±37	17±28a	21±15	5,9±2,0

Rem. – Porcentagem de remoção de K e Na tendo como base o balanço de massa realizado.

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

O potássio e o sódio estão incluídos entre os nutrientes absorvidos pelos vegetais e, por esta razão, suas concentrações devem ser avaliadas, além disso, águas residuárias de origem agroindustrial, geralmente, possuem elevadas concentrações de potássio e sódio em relação àquelas encontradas em efluentes domésticos e esse excesso de sódio e potássio pode ser danoso às plantas cultivadas nos SACs, tal como observado por FIA *et al.* (2008). A concentração elevada de potássio e de outros sais na zona radicular resulta em diminuição no potencial osmótico da solução e no fluxo de água no sentido solo-planta-atmosfera, com conseqüente redução na transpiração da planta, afetando seu crescimento (RHOADES & LOVEDAY, 1990) e, conseqüentemente, redução da absorção de nutrientes. Outro fator a ser considerado para a quantificação de cátions alcalinos é o potencial aproveitamento agrícola de efluentes. Elevadas concentrações de potássio e sódio em relação às de cálcio e magnésio, podem causar dispersão da argila, promovendo a desagregação do solo e, por consequência, diminuição de sua permeabilidade (MATOS & SEDIYAMA, 1996), além de proporcionar problemas de desbalanço químico no solo (LO MONACO *et al.*, 2009).

Nas Figuras 2.5 e 2.6 estão apresentadas as eficiências de remoção de K e Na da ARS, obtidas ao longo do período de condução do experimento.

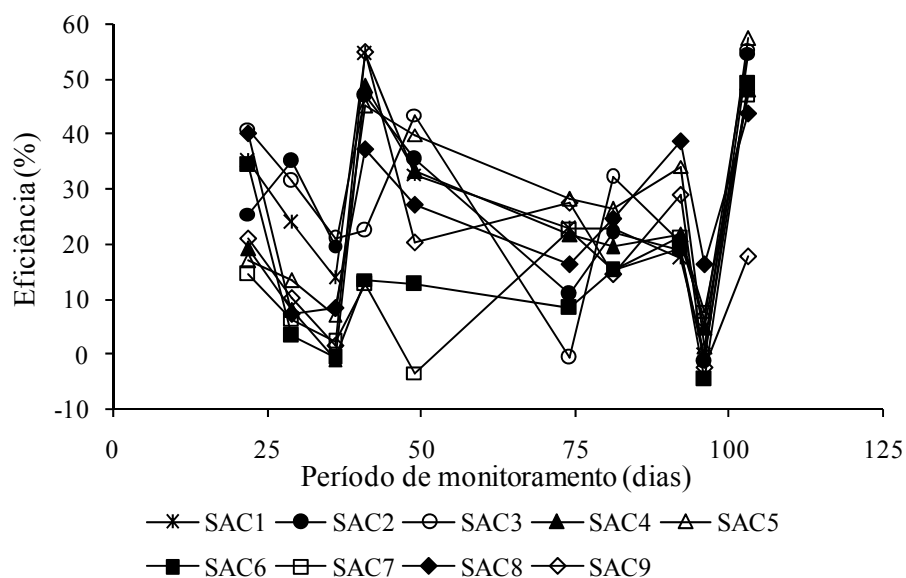


Figura 2.5. Eficiências de remoção de potássio da ARS durante o monitoramento dos SACs.

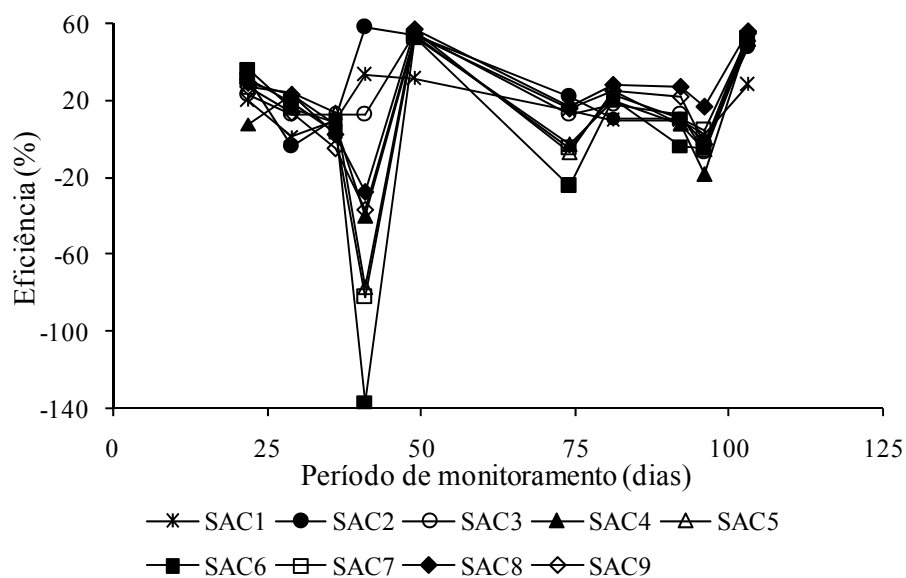
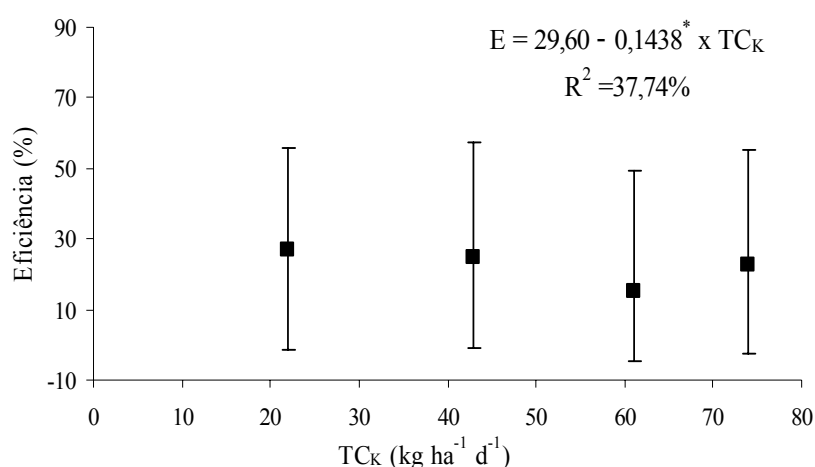


Figura 2.6. Eficiências de remoção de sódio da ARS durante o monitoramento dos SACs.

Quando avaliado o comportamento dos SACs que operaram com as mesmas taxas de carga de potássio, verifica-se que não houve diferença significativa na remoção de potássio entre as espécies vegetais cultivadas e nem mesmo na ausência delas (SAC₁) quando comparados a SACs vegetados (SAC₂ e SAC₃), diferentemente do que foi observado por ABRAHÃO (2006), que constatou influência positiva do capim tifton-85 na remoção de potássio nos SACs que receberam as menores cargas orgânicas de efluentes de laticínios. Esse autor observou mesma tendência em relação ao sódio, entretanto sem haver diferença estatística entre os resultados. Neste trabalho, verificou-

se não haver diferença entre as eficiências de remoção ($p < 0,05$) de sódio, independente da taxa de carga aplicada aos SACs.

Em relação às diferentes cargas aplicadas de potássio (Tabela 2.1), nota-se tendência de redução nas eficiências de remoção deste cátion nos SACs que receberam maiores taxas de carga deste nutriente (Tabela 2.4 e Figura 2.7), tal como observado por ABRAHÃO (2006). BRASIL *et al.* (2005) verificaram que o aumento do TDH influenciou positivamente na remoção de potássio de esgoto doméstico tratado em SACs. Quanto ao sódio, houve oscilação entre as eficiências, não tendo sido apresentado nenhum tipo de tendência (Tabela 2.4).



* significativo a 5% de probabilidade pelo teste t

Figura 2.7. Estimativa das eficiências de remoção de K com base nas diferentes taxas de carregamento deste nutriente aplicadas aos SACs.

BRASIL *et al.* (2005) obtiveram eficiências médias de remoção de potássio que variaram de 23 a 52%, entretanto este autor aplicou taxas que variaram de 2 a 11 $kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$ de potássio, sendo que neste trabalho foi aplicado de 21 a 80 $kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$ de K. Estes autores observaram não haver reduções nas concentrações de Na no esgoto doméstico afluente aos SACs. FREITAS (2006) obteve eficiências de remoção que variaram de 29 a 46%, para uma taxa de aplicação média de 36 $kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$ de potássio. Em relação ao sódio, este autor obteve eficiências entre 18 e 28% para uma carga média de 11 $kg\ ha^{-1}\ dia^{-1}$, sendo que neste trabalho foi aplicado entre 15 e 56 $kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$.

Tanto na remoção de potássio como na remoção de sódio, não houve tendência de comportamento em relação às eficiências de remoção nos SACs (Figuras 2.5 e 2.6), tendo havido forte oscilação durante todo o período de monitoramento do sistema.

Observando-se os resultados apresentados na Tabela 2.4, nota-se que houve redução nas concentrações de cálcio e magnésio afluente aos SACs. Como o cálcio e o

magnésio são elementos essenciais às plantas, podendo ser diretamente absorvidos pelas culturas, poderia se esperar maior remoção nos SACs vegetados que nos não vegetados. Entretanto, a diferença entre os SACs vegetados e não vegetados e que receberam as mesmas cargas afluentes destes nutrientes foi pequena. Entre os demais SACs, não se verificou grande diferença entre aqueles cultivados com o capim tifton-85 e os cultivados com a taboa, os quais apresentaram reduzido crescimento vegetativo, por esta razão, acredita-se que as plantas tenham tido pequena participação na remoção destes nutrientes.

Cálcio e magnésio podem formar compostos insolúveis com o fosfato. A precipitação de fosfato de cálcio ocorre sob valores de pH neutro a alcalinos (METCALF & EDDY, 2003). Estudos anteriores têm mostrado que materiais ricos em cálcio podem remover efetivamente o elemento fósforo e substâncias tóxicas das águas residuárias, tanto pela adsorção, quando o material é utilizado como material suporte, quanto pela precipitação de formas químicas estáveis de fosfato (DeBUSK *et al.*, 2004; TANAKA *et al.*, 2007; KAASIK *et al.*, 2008).

Segundo ULUDAG-DEMIRER *et al.* (2008), devido às elevadas concentrações de ortofosfatos, amônio e magnésio solúveis nos dejetos animais pré-tratados em sistemas anaeróbios, é elevado o potencial de formação de precipitados denominados fosfato de amônio e magnésio ($\text{NH}_4\text{MgPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) ou estruvita. TANAKA *et al.* (2007) verificaram que a remoção de fosfato da água residuária da suinocultura foi maior quando os valores de pH no meio ultrapassaram 7,9. Esses autores verificaram que, associada à redução nas concentrações de fosfato, foi observada redução nas concentrações de magnésio e amônio, o que indicou possível formação de minerais cristalinos com PO_4^{3-} , Mg^{2+} e NH_4^+ , sob condições alcalinas. Esta reação também pode ter ocorrido nos SACs operados neste experimento e contribuído para a formação da estruvita, reduzindo as concentrações de fósforo, magnésio e amônio efluentes dos SACs. Devido à elevação da temperatura do ar reinante no interior da casa de vegetação, onde se encontrava instalado o experimento, verificou-se a formação de precipitados no sistema de alimentação dos SACs, suspeitando-se tratar de fosfato de cálcio e magnésio, além de estruvita.

2.4.2. Desempenho dos SACs: remoção de micronutrientes (Cu e Zn)

Na Tabela 2.5 estão apresentados os valores médios de concentração de cobre e zinco quantificados nas amostras afluentes e efluentes dos SACs, bem como as eficiências médias de remoção destes micronutrientes nos sistemas.

Tabela 2.5. Valores médios de concentração afluente e efluente de cobre (Cu) e zinco (Zn) e eficiências médias de sua remoção (%) da ARS, obtidos durante o período de operação dos SACs.

Variáveis	Cu		Zn	
	($\mu\text{g L}^{-1}$)	Rem. (%)	($\mu\text{g L}^{-1}$)	Rem. (%)
Afluente	94,0±70,1	-	750±559	-
SAC ₁	3,0±8,5	93±20a	ND	100±00a
SAC ₂	1,5±3,5	97±08a	52±81	75±59a
SAC ₃	1,8±4,9	96±11a	81±167	51±122a
SAC ₄	2,8±7,0	94±16a	7±18	98±06a
SAC ₅	2,2±4,1	96±08a	36±83	95±09a
SAC ₆	1,3±3,5	97±08a	92±190	76±40a
SAC ₇	1,5±4,2	96±10a	132±261	69±43a
SAC ₈	4,0±11,3	91±24a	88±226	92±20a
SAC ₉	1,8±4,9	96±11a	14±39	99±03a

Rem. – Porcentagem de remoção de Cu e Zn tendo como base o balanço de massa realizado. ND – Não detectado.

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

É importante destacar que foi detectada a presença de cobre em todos os afluentes amostrados e, no que se refere aos efluentes, apenas na terceira amostragem, em todos os SACs, e na última amostragem, nos efluentes dos SAC₂, SAC₄ e SAC₅. Nas demais amostras, não foi detectada a presença deste micronutriente. Em relação ao Zn, sua presença nos efluentes dos SACs foi detectada em algumas amostragens, não sendo observada em nenhuma amostragem do efluente do SAC₁. Verifica-se, na Tabela 2.5, que a remoção de Cu nos SACs foi elevada, não havendo tendência de aumento ou redução em relação à carga aplicada (Tabela 2.1) e à presença ou não de plantas nos SACs. No entanto, o SAC₁ (não vegetado) foi o que recebeu a menor carga orgânica, não sendo possível prever seu comportamento em relação à remoção destes micronutrientes, quando da aplicação de maiores cargas orgânicas e, conseqüentemente, destes elementos. Quanto ao Zn, alguns SACs apresentaram menores eficiências na sua remoção da ARS, quando comparados ao Cu, e foi verificada maior oscilação entre os valores obtidos nos diferentes SACs, não sendo possível perceber tendência clara de

comportamento. Para os dois micronutrientes, observou-se que não houve diferença significativa ($p < 0,05$) das médias de remoção para as diferentes taxas de carregamento aplicadas aos SACs, nem mesmo entre as espécies avaliadas.

Mecanismos físicos, químicos e físico-químicos de retenção de metais nos sedimentos incluem filtração, imobilização por precipitação oxidativa, sedimentação de metais particulados, adsorção por troca catiônica, complexação pela matéria orgânica e redução de sulfato (YE *et al.*, 2001). Acredita-se que o principal mecanismo de remoção de Cu e Zn neste trabalho esteja relacionado às maiores remoções de SST.

Os sedimentos formados nos SACs são considerados fontes de metais em estado reduzido por estarem presentes, geralmente, em condições anaeróbias. Vários metais, inclusive Ca, Cu, Ni, Pb e Zn formam combinações quase insolúveis com sulfetos, em condições anaeróbias. Outros, como Cr, Cu, Pb e Zn, formam complexos químicos fortes com a matéria orgânica presente nos sedimentos (DeBUSK, 1999). Além disso, a profundidade na qual as raízes das plantas podem penetrar é limitada, o que restringe a sua absorção pelas plantas e a ação dos microrganismos presentes na rizosfera (WILLIAMS, 2002).

Precipitação de óxidos metálicos, seguida de oxidação microbiológica, é um dos mecanismos de remoção mais importantes em SACs. A extração de metais pesados pelas raízes é de papel secundário em SACs, uma vez que somente pequena quantidade de metal pode ser removida por este mecanismo. No entanto, as plantas criam ambiente na zona radicular que pode proporcionar a imobilização de metais por processos oxidativos e redutivos (YE *et al.*, 2001). Ao contrário, SHEORAN & SHEORAN (2006) relatam que a vegetação é a mais importante via de remoção de metais em sistemas alagados. SIMPSON *et al.* (1983) acrescentaram ainda que a serapilheira age como meio de armazenamento temporário de metais.

Os maiores valores de pH observados nos SACs podem ter favorecido a precipitação do zinco e do cobre, já que esses cátions ficam menos solúveis em condições de pH maior que 5,5 (LAMIM *et al.*, 2001). Ainda segundo LAMIM *et al.* (2001), em condições anaeróbicas e na presença de sulfetos, o zinco pode formar complexos com muitos ligantes orgânicos e inorgânicos e, dessa forma, ter sua mobilidade reduzida. A adsorção do metal é, no entanto, a reação dominante, devendo ocorrer, mais rapidamente, em valores de pH próximos a 6,0. Em pH mais elevado (pH ~8,0), pode ocorrer a precipitação de zinco na forma de sais. O cobre é adsorvido mais fortemente que outros cátions divalentes, sendo esta ligação menos influenciada por mudanças no pH que no caso de outros metais. Em ambientes com pH entre 5 e 6, a

adsorção é o principal processo de remoção do cobre da água residuária; acima deste valor, a precipitação é o processo dominante (LAMIM *et al.*, 2001).

Neste trabalho, acredita-se que o fator que mais contribuiu para a remoção destes micronutrientes tenha sido a sedimentação juntamente com a retenção do material orgânico em suspensão (SST). Além disso, em alguns SACs, principalmente naqueles cultivados com o capim tifton-85, a planta parece ter tido importante papel, principalmente na remoção de Cu (Tabela 3.6, capítulo 3).

FREITAS (2006) observou tendência em se obter maiores eficiências na remoção de Cu no SAC cultivado com capim tifton-85 (90%), principalmente quando comparado ao SAC não cultivado (17%), tal como também observado neste trabalho, embora o autor não tenha encontrado diferença estatística entre as médias. Em relação às remoções de Zn, diferentemente do que foi observado neste trabalho, FREITAS (2006) obteve, em todos os SACs, eficiências superiores a 88%, mesmo aplicando cargas (250 e 1.580 g ha⁻¹ d⁻¹ de Cu e Zn) superiores às aplicadas neste trabalho, que variaram entre 17 e 65 g ha⁻¹ d⁻¹ de Cu, e 140 e 520 g ha⁻¹ d⁻¹ de Zn.

2.4.3. Modelos de remoção de nitrogênio e fósforo em SACs utilizados no tratamento da ARS

2.4.3.1. Nitrogênio total Kjeldahl (NTK)

Na Figura 2.8 estão apresentados os perfis de concentração de NTK médios obtidos ao longo do comprimento dos SACs durante a condução do experimento.

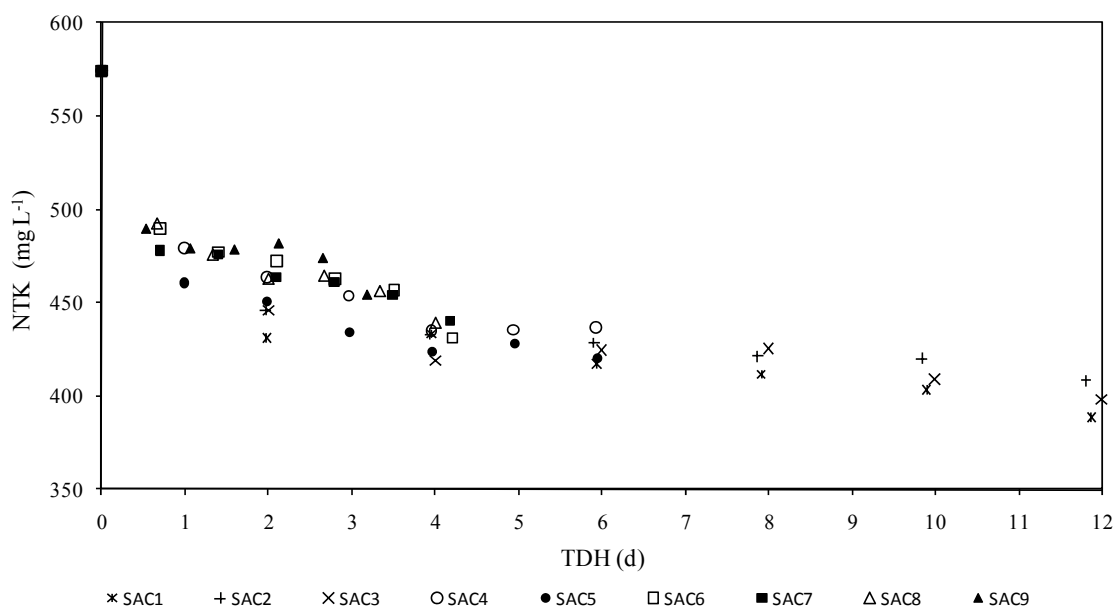


Figura 2.8. Perfis médios de concentração de NTK obtidos ao longo do comprimento dos nove SACs, durante o período de operação do sistema.

Nas Tabelas 2.6, 2.7, 2.8 e 2.9 estão apresentados os parâmetros dos modelos avaliados obtidos com os perfis médios de degradação de NTK, bem como os grupos formados pela análise de agrupamento por otimização de Tocher e os parâmetros médios estimados para as equações de primeira ordem (REED *et al.*, 1995) e as propostas por BRASIL *et al.* (2007); KADLEC & WALLACE (2008) e LABER *et al.* (1999) e COOPER (1999). Enquanto na Figura 2.9 encontram-se as curvas de decaimento de NTK ao longo dos SACs, ajustadas com os parâmetros comuns para os tratamentos agrupados pelo método de Tocher, para os diferentes modelos avaliados.

Tabela 2.6. Grupos formados pela análise de agrupamento por otimização de Tocher para os perfis de concentração de NTK e os parâmetros médios estimados (C_a , k) do modelo de primeira ordem (REED *et al.*, 1995), considerando as duas espécies vegetais (taboa e capim tifton-85), em SACs submetidos a diferentes taxas de carregamento de nitrogênio total Kjeldahl (TC_{NTK})

Grupos	Tratamentos	C_a	k	R^2 (%)
1	SAC ₄ – Taboa + $TC_N = 223 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	495	0,0179	93,95
	SAC ₆ – Taboa + $TC_N = 314 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	499	0,0176	94,69
	SAC ₇ – Tifton-85 + $TC_N = 314 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	496	0,0173	94,59
	SAC ₈ – Taboa + $TC_N = 351 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	498	0,0174	94,70
	SAC ₉ – Tifton-85 + $TC_N = 414 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	504	0,0170	95,69
Modelo comum		532	0,0493	70,03
2	SAC ₁ – Não vegetado + $TC_N = 112 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	489	0,0187	91,47
	SAC ₂ – Taboa + $TC_N = 112 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	497	0,0178	93,00
	SAC ₃ – Tifton-85 + $TC_N = 110 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	493	0,0181	92,16
Modelo comum		512	0,0257	61,90
3	SAC ₅ – Tifton-85 + $TC_N = 223 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	482	0,0179	91,66
Modelo comum		482	0,0179	91,66

Tabela 2.7. Grupos formados pela análise de agrupamento por otimização de Tocher para os perfis de concentração de NTK e os parâmetros médios estimados (C_a , k , n) do modelo proposto por BRASIL *et al.* (2007), considerando as duas espécies vegetais (taboa e capim tifton-85), em SACs submetidos a diferentes taxas de carregamento de nitrogênio total Kjeldahl (TC_{NTK})

Grupos	Tratamentos	C_a	k	n	R^2 (%)
1	SAC ₄ – Taboa + $TC_N = 223 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	559	0,1056	0,5972	98,63
	SAC ₆ – Taboa + $TC_N = 314 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	563	0,1172	0,5796	99,28
	SAC ₇ – Tifton-85 + $TC_N = 314 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	559	0,1153	0,5801	98,77
	SAC ₈ – Taboa + $TC_N = 351 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	563	0,1204	0,5730	99,25
	SAC ₉ – Tifton-85 + $TC_N = 414 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	558	0,1114	0,5888	98,71
Modelo comum		574	0,1733	0,2646	97,60
2	SAC ₂ – Taboa + $TC_N = 112 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	547	0,0691	0,6756	95,89
	SAC ₃ – Tifton-85 + $TC_N = 110 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	549	0,0780	0,6488	95,83
Modelo comum		574	0,2279	0,1618	98,95
3	SAC ₁ – Não vegetado + $TC_N = 112 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	551	0,0889	0,6208	96,14
Modelo comum		551	0,0889	0,6208	96,14
4	SAC ₅ – Tifton-85 + $TC_N = 223 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	559	0,1285	0,5516	98,15
Modelo comum		559	0,1285	0,5516	98,15

Tabela 2.8. Grupos formados pela análise de agrupamento por otimização de Tocher para os perfis de concentração de NTK e os parâmetros médios estimados (C_a , C^* , k , n) do modelo proposto por KADLEC & WALLACE (2008), considerando as duas espécies vegetais (taboa e capim tifton-85), em SACs submetidos a diferentes taxas de carregamento de nitrogênio total Kjeldahl (TC_{NTK})

Grupos	Tratamentos	C_a	C^*	k	R^2 (%)
1	SAC ₆ – Taboa + $TC_N = 314 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	539	100	0,0706	98,08
	SAC ₇ – Tifton-85 + $TC_N = 314 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	532	100	0,0656	97,30
	SAC ₈ – Taboa + $TC_N = 351 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	537	100	0,0715	97,88
	SAC ₉ – Tifton-85 + $TC_N = 414 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	534	100	0,0693	97,60
Modelo comum		573	458	1,7138	93,27
2	SAC ₂ – Taboa + $TC_N = 112 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	515	79	0,0298	93,95
	SAC ₃ – Tifton-85 + $TC_N = 110 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	514	84	0,0320	93,48
Modelo comum		574	417	0,8073	97,94
3	SAC ₄ – Taboa + $TC_N = 223 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	530	99	0,0544	96,83
	SAC ₅ – Tifton-85 + $TC_N = 223 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	522	100	0,0599	95,44
Modelo comum		573	433	1,1517	96,43
4	SAC ₁ – Não vegetado + $TC_N = 112 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	513	89	0,0353	93,39
Modelo comum		513	89	0,0353	93,39

Tabela 2.9. Grupos formados pela análise de agrupamento por otimização de Tocher para os perfis de concentração de NTK e os parâmetros médios estimados (C_r , C_a , k) do modelo proposto por LABER *et al.* (1999) e COOPER (1999), considerando as duas espécies vegetais (taboa e capim tifton-85), em SACs submetidos a diferentes taxas de carregamento de nitrogênio total Kjeldahl (TC_{NTK})

Grupos	Tratamentos	C_r	C_a	k	R^2 (%)
1	SAC ₁ – Não vegetado + $TC_N = 112 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	0,9517	574	0,0111	83,74
	SAC ₂ – Taboa + $TC_N = 112 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	0,9756	567	0,0107	81,80
	SAC ₃ – Tifton-85 + $TC_N = 110 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	0,9603	573	0,0108	82,21
Modelo comum		0,7550	679	0,0247	61,03
2	SAC ₄ – Taboa + $TC_N = 223 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	0,9921	553	0,0145	95,14
	SAC ₅ – Tifton-85 + $TC_N = 223 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	0,9703	552	0,0147	94,28
	SAC ₆ – Taboa + $TC_N = 314 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	0,9940	549	0,0160	97,82
	SAC ₇ – Tifton-85 + $TC_N = 314 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	0,9702	558	0,0157	96,85
	SAC ₉ – Tifton-85 + $TC_N = 414 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	0,9586	564	0,0162	97,42
Modelo comum		0,7121	743	0,0480	69,27
3	SAC ₈ – Taboa + $TC_N = 351 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	1,04125	519	0,0164	97,76
Modelo comum		1,04125	519	0,0164	97,76

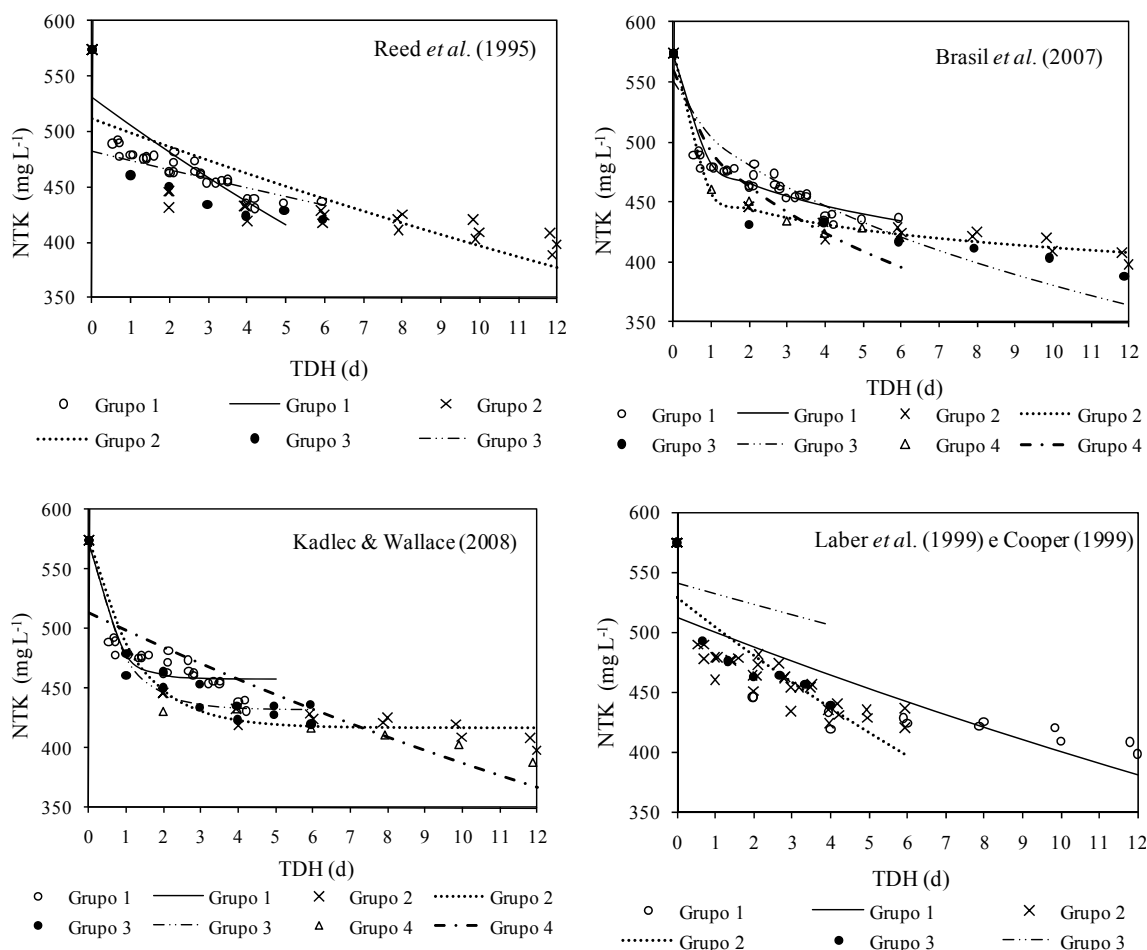


Figura 2.9. Curvas de decaimento de NTK ao longo dos SACs, obtidas com as equações ajustadas para os diferentes modelos avaliados, apresentando-se os parâmetros comuns para os tratamentos agrupados pelo método de Tocher (verificar as Tabelas 2.6, 2.7, 2.8 e 2.9 para identificação de quais tratamentos compõem os grupos formados).

Nota-se que as concentrações afluentes de NTK sofreram menor variação que as concentrações afluentes de matéria orgânica (DBO e DQO), no decorrer do período de experimentação. Assim, o ajuste do modelo de primeira ordem (REED *et al.*, 1995) para os perfis médios de NTK levou a obtenção de valores de k semelhantes entre as diferentes taxas de carga de nitrogênio aplicadas aos sistemas. Entretanto, após o agrupamento das equações para os diferentes tratamentos e obtenção de um modelo comum, verificou-se maior diferenciação entre os valores de k . Esta maior diferenciação dos valores de k também foi observada nos demais modelos avaliados, após realizado o agrupamento.

Após o agrupamento, observou-se apenas para o modelo de KADLEC & WALLACE (2008) tendência de aumento dos valores de k com o aumento das taxas de cargas aplicadas aos SACs.

Verifica-se para as maiores taxas de carga de nitrogênio, que após o agrupamento, o modelo de primeira ordem descrito por REED *et al.* (1995) e o modificado por LABER *et al.* (1999) e COOPER (1999) apresentaram piores ajustes aos dados (menor R²), quando comparado ao ajuste proporcionado por estes modelos aos perfis médios dos nove SACs isoladamente. No entanto, os melhores ajustes, ou seja, maiores valores gerais de R², foram obtidos quando foi utilizado o modelo proposto por BRASIL *et al.* (2007), seguido do modelo residual, proposto por KADLEC & WALLACE (2008), sendo o resumo das equações apresentado na Tabela 2.10.

Semelhante ao observado para os ajustes feitos para as variáveis DQO e DBO, observa-se que os modelos de primeira ordem (REED *et al.*, 1995) e LABER *et al.* (1999) e COOPER (1999) resultam no ajuste que tendem a um efluente com concentração de NTK próxima a zero (Figura 2.9), o que pode levar a uma superestimativa dos valores de k.

Tabela 2.10. Resumo das equações que melhor se ajustaram aos dados de NTK obtidos neste trabalho

Modelos	Equações
	$C_e = C_a \cdot e^{(-0,1733 \cdot TDH^{0,2646})}$
	Ca = 560 mg L ⁻¹ 3,2 d < TDH < 5,9 d
	$C_e = C_a \cdot e^{(-0,2279 \cdot TDH^{0,1618})}$
BRASIL <i>et al.</i> (2007)	Ca = 548 mg L ⁻¹ 11,8 d < TDH < 12 d
	Ca = 551 mg L ⁻¹ TDH = 11,8 d
	$C_e = C_a \cdot e^{(-0,0889 \cdot TDH^{0,6208})}$
	Ca = 559 mg L ⁻¹ TDH = 5,9 d
	$C_e = C_a \cdot e^{(-0,1285 \cdot TDH^{0,5516})}$
	$C_e = 458 + (C_a - 458) \cdot e^{(-1,7138 \cdot TDH)}$
	Ca = 536 mg L ⁻¹ 3,2 d < TDH < 4,2 d
KADLEC & WALLACE (2008)	Ca = 514 mg L ⁻¹ 11,8 d < TDH < 12 d
	Ca = 526 mg L ⁻¹ TDH = 5,9 d
	$C_e = 417 + (C_a - 417) \cdot e^{(-0,8073 \cdot TDH)}$
	$C_e = 433 + (C_a - 433) \cdot e^{(-1,1517 \cdot TDH)}$
	Ca = 513 mg L ⁻¹ TDH = 11,8 d
	$C_e = 89 + (C_a - 89) \cdot e^{(-0,0353 \cdot TDH)}$

Para as maiores taxas de carga orgânica, diferentemente do observado em relação às remoções de DBO e DQO, a remoção de NTK ao longo dos SACs pareceu não estar associada à remoção de SST, obtida por processos físicos, e sim, provavelmente, por processos biológicos. Este fato pode ser justificado observando-se a Figura 2.8, onde nota-se decaimento gradual na concentração deste nutriente, diferentemente do que ocorreu com SST, DBO e DQO. Além disso, a maior parte do NTK apresentou-se na forma de amônio (N-NH_4^+) (Figura 2.10) e não na forma orgânica, a qual pode estar vinculada aos sólidos em suspensão, sofrendo remoção principalmente por processos físicos.

DRIZO *et al.* (2000), ao aplicarem entre 3,2 e 4,8 $\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$ de NH_4^+ em SACs cultivados com *Phragmites australis* e não cultivados, obtiveram valores de k de 0,060 e 0,020 d^{-1} na remoção de nitrogênio, no tratamento de esgoto sintético, atribuindo a maior taxa de remoção de nitrogênio à absorção pelas plantas. TANNER *et al.* (1995) obtiveram maiores valores de k (0,16 d^{-1}) ao aplicarem entre 6 e 27 $\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$ de nitrogênio via águas residuárias de laticínios. AKRATOS *et al.* (2009) observaram k de 0,08 d^{-1} na remoção de nitrogênio em SACs utilizados no tratamento de esgoto doméstico sintético e relataram que este valor está na faixa de variação citada por ROUSSEAU *et al.* (2004), os quais citaram que este parâmetro deva estar entre 0,06 e 0,16 d^{-1} . Neste trabalho, os valores de k obtidos para a equação de primeira ordem foram inferiores aos relatados por ROUSSEAU *et al.* (2004).

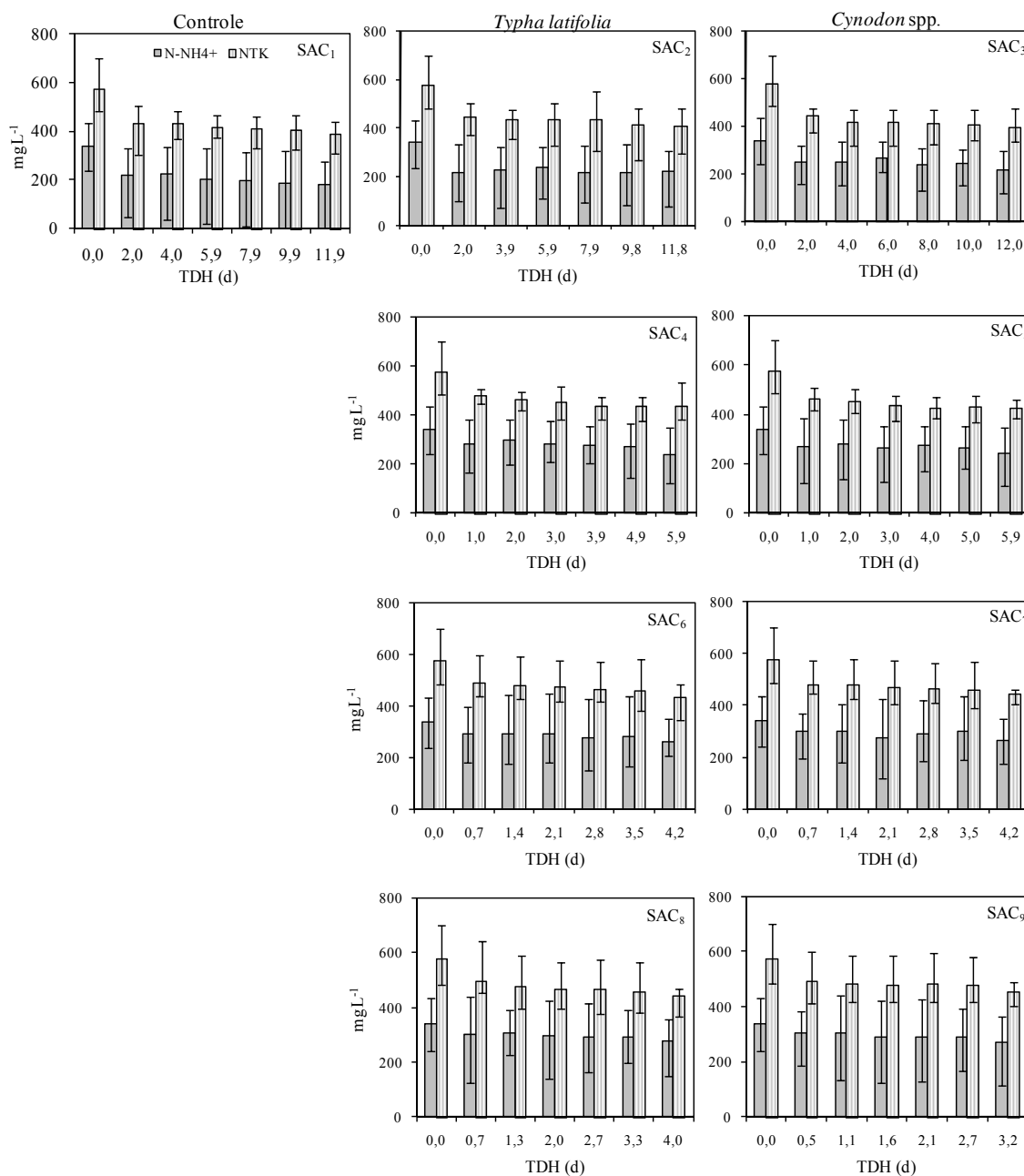


Figura 2.10. Perfis médios da concentração de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e amônio (N-NH_4^+) e valores máximos e mínimos obtidos por meio da média das nove amostragens na ARS, ao longo do comprimento de cada SAC.

Em relação às demais formas de nitrogênio avaliadas, nitrato (N-NO_3^-) e nitrito (N-NO_2^-), não se verificaram tendência de decaimento ao longo dos SACs, como pode se observado nas Figuras 2.11 e 2.12, por esta razão não foram feitos ajustes cinéticos aos dados obtidos.

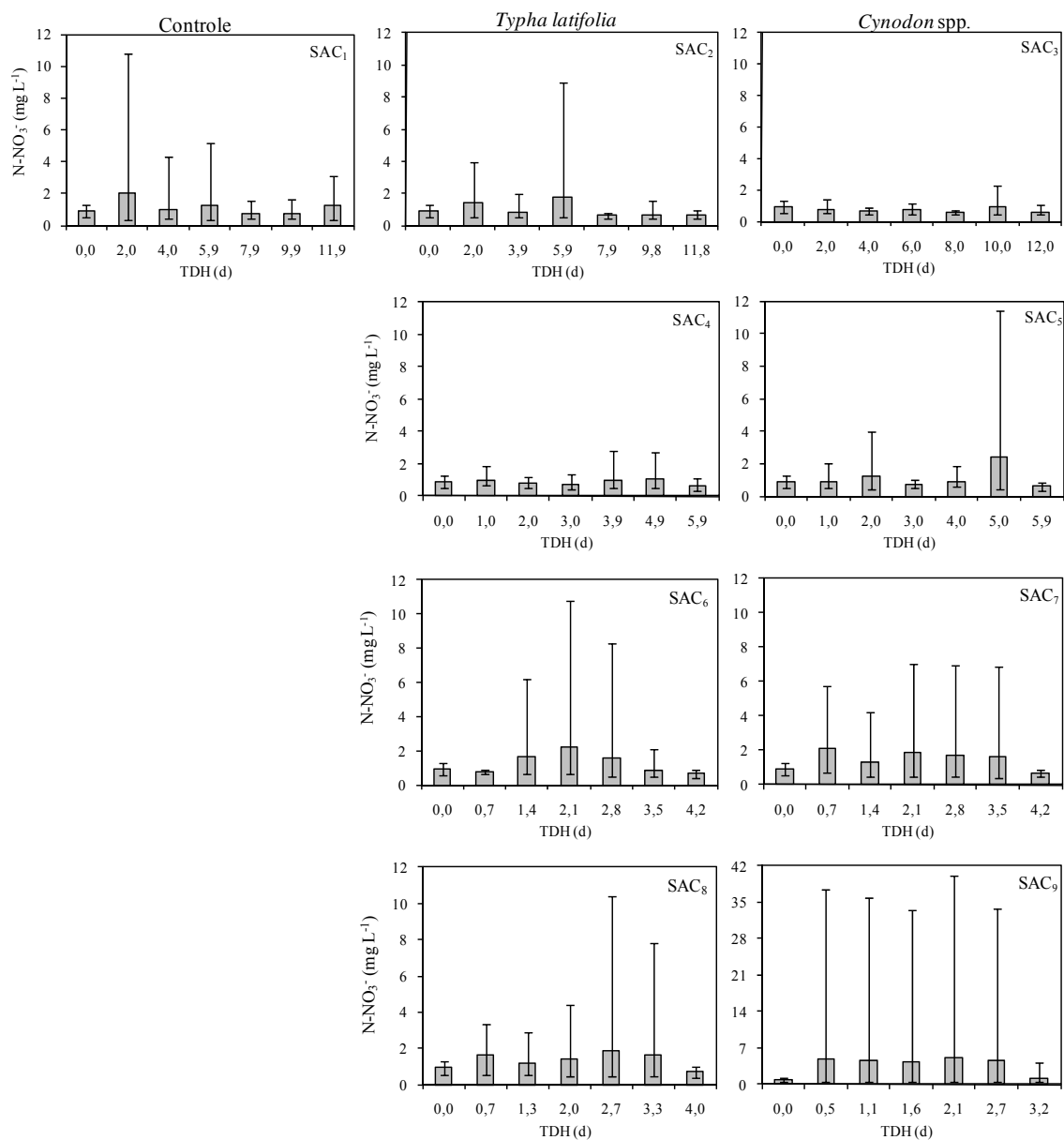


Figura 2.11. Perfis de concentração de nitrato ($N-NO_3^-$) e valores máximos e mínimos obtidos por meio da média das nove amostragens na ARS, ao longo do comprimento de cada SAC.

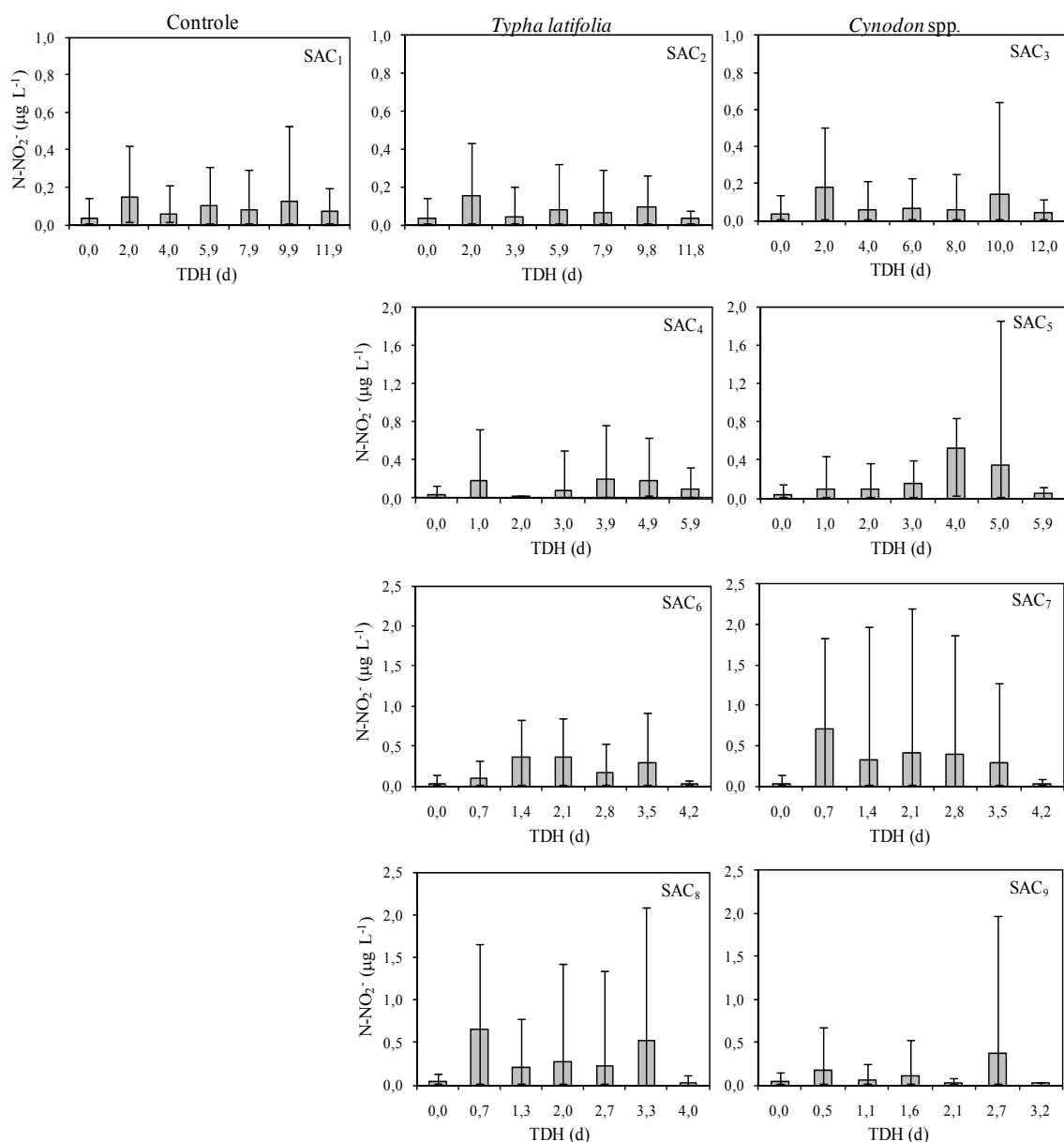


Figura 2.12. Perfis de concentração de nitrito (N-NO_2^-) e valores máximos e mínimos obtidos por meio da média das nove amostragens na ARS, ao longo do comprimento de cada SAC.

Verifica-se nos perfis de concentração de nitrato e nitrito (Figuras 2.11 e 2.12) que a avaliação apenas das concentrações afluentes e efluentes aos SACs não retratam a capacidade destes sistemas em converterem nitrogênio amoniacal nas formas oxidadas de nitrogênio. A avaliação afluente e efluente torna o SAC uma “caixa preta”, onde não é verificado o seu potencial em remover nitrogênio por meio da desnitrificação, pois os maiores valores de nitrato foram observados nas posições intermediárias dos sistemas. Além disso, a remoção de nitrogênio por meio de microrganismos ANAMMOX também não é considerada, pois neste caso há necessidade da presença de amônio e nitrito e este último, praticamente, não foi identificado na concentração efluente.

A presença das formas oxidadas de nitrogênio confirma a ocorrência de sítios anóxicos ao longo dos SACs, proporcionados, provavelmente, pelo sistema radicular das plantas e, em menor intensidade, pela difusão do oxigênio atmosférico, apesar das maiores cargas orgânicas aplicadas neste trabalho em relação às cargas de efluentes domésticos recomendados na literatura.

2.4.3.2. Fósforo

Na Figura 2.13 estão apresentados os perfis de concentração de P médios obtidos ao longo do comprimento dos SACs durante o período de condução do experimento.

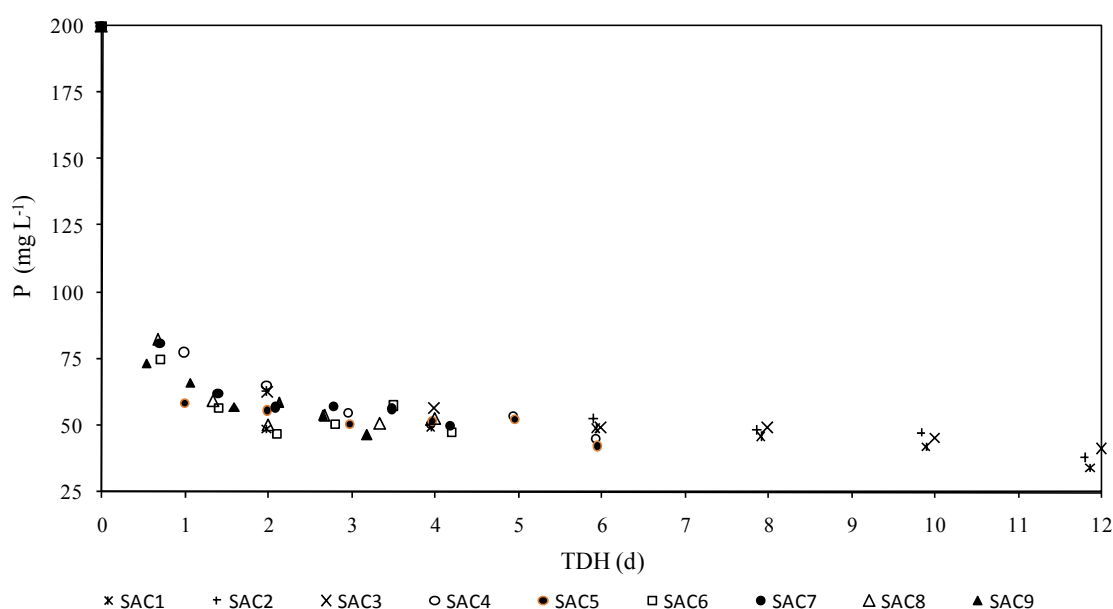


Figura 2.13. Perfis médios de concentração de P obtidos ao longo do comprimento dos nove SACs, durante o período de operação do sistema.

Nas Tabelas 2.11, 2.12, 2.13 e 2.14 estão apresentados os parâmetros dos modelos avaliados, obtidos com os perfis médios de remoção de P, bem como os grupos formados pela análise de agrupamento por otimização de Tocher e os parâmetros médios estimados para as equações de primeira ordem (REED *et al.*, 1995) e as propostas por BRASIL *et al.* (2007); KADLEC & WALLACE (2008) e LABER *et al.* (1999) e COOPER (1999). Enquanto na Figura 2.14 encontram-se as curvas de decaimento de P ao longo dos SACs, obtidas a partir das equações ajustadas com os parâmetros comuns para os tratamentos agrupados pelo método de Tocher, para os diferentes modelos avaliados.

Tabela 2.11. Grupos formados pela análise de agrupamento por otimização de Tocher para os perfis de concentração de P e os parâmetros médios estimados (C_a , k) do modelo de primeira ordem (REED *et al.*, 1995), considerando as duas espécies vegetais (taboa e capim tifton-85), em SACs submetidos a diferentes taxas de carregamento de fósforo (TC_P)

Grupos	Tratamentos	C_a	k	R^2 (%)
1	SAC ₆ – Taboa + $TC_P = 17,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	172	0,5668	71,70
	SAC ₇ – Tifton-85 + $TC_P = 17,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	169	0,4834	72,87
	SAC ₈ – Taboa + $TC_P = 19,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	172	0,5561	74,42
Modelo comum		171	0,5326	72,78
2	SAC ₂ – Taboa + $TC_P = 6,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	173	0,2339	73,00
	SAC ₃ – Tifton-85 + $TC_P = 6,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	172	0,2240	72,92
Modelo comum		173	0,2289	72,95
3	SAC ₁ – Não vegetado + $TC_P = 6,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	176	0,2801	70,46
Modelo comum		176	0,2801	70,46
4	SAC ₄ – Taboa + $TC_P = 12,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	172	0,3750	76,23
Modelo comum		172	0,3750	76,23
5	SAC ₅ – Tifton-85 + $TC_P = 12,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	168	0,4257	67,17
Modelo comum		168	0,4257	67,17
6	SAC ₉ – Tifton-85 + $TC_P = 23,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	168	0,6419	72,37
Modelo único		168	0,6419	72,37

Tabela 2.12. Grupos formados pela análise de agrupamento por otimização de Tocher para os perfis de concentração de P e os parâmetros médios estimados (C_a , k , n) do modelo proposto por BRASIL *et al.* (2007), considerando as duas espécies vegetais (taboa e capim tifton-85), em SACs submetidos a diferentes taxas de carregamento de fósforo (TC_P)

Grupos	Tratamentos	C_a	k	n	R^2 (%)
1	SAC ₂ – Taboa + $TC_P = 6,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	183	1,0240	0,000001	83,67
	SAC ₃ – Tifton-85 + $TC_P = 6,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	172	0,8794	0,000001	77,48
	SAC ₄ – Taboa + $TC_P = 12,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	171	0,8810	0,000001	81,33
	SAC ₆ – Taboa + $TC_P = 17,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	190	1,0028	0,000002	85,03
	SAC ₇ – Tifton-85 + $TC_P = 17,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	187	0,8383	0,000002	79,50
	SAC ₈ – Taboa + $TC_P = 19,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	186	0,8543	0,000001	77,90
	SAC ₉ – Tifton-85 + $TC_P = 23,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	172	0,7080	0,000001	69,67
Modelo comum		200	1,0843	0,1605	99,22
2	SAC ₁ – Não vegetado + $TC_P = 6,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	200	1,2753	0,0913	99,59
Modelo comum		200	1,2753	0,0913	99,59
3	SAC ₅ – Tifton-85 + $TC_P = 12,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	200	1,2244	0,0972	99,77
Modelo comum		200	1,2244	0,0972	99,77

Tabela 2.13. Grupos formados pela análise de agrupamento por otimização de Tocher para os perfis de concentração de P e os parâmetros médios estimados (C_a , C^* , k , n) do modelo proposto por KADLEC & WALLACE (2008), considerando as duas espécies vegetais (taboa e capim tifton-85), em SACs submetidos a diferentes taxas de carregamento de fósforo (TC_p)

Grupos	Tratamentos	C_a	C^*	k	R^2 (%)
1	SAC ₂ – Taboa + $TC_p = 6,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	200	56	1,5709	87,95
	SAC ₃ – Tifton-85 + $TC_p = 6,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	200	57	1,6530	88,22
	SAC ₄ – Taboa + $TC_p = 12,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	200	61	2,1607	89,12
	SAC ₆ – Taboa + $TC_p = 17,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	200	59	3,2678	88,96
	SAC ₇ – Tifton-85 + $TC_p = 17,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	200	63	3,0350	90,49
	SAC ₈ – Taboa + $TC_p = 19,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	200	61	2,9585	89,66
	SAC ₉ – Tifton-85 + $TC_p = 23,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	200	63	4,7825	89,89
Modelo comum		200	52	2,4773	98,77
2	SAC ₁ – Não vegetado + $TC_p = 6,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	200	53	14,2129	87,18
	SAC ₅ – Tifton-85 + $TC_p = 12,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	200	58	25,2305	88,98
Modelo comum		200	47	2,5313	99,18

Tabela 2.14. Grupos formados pela análise de agrupamento por otimização de Tocher para os perfis de concentração de P e os parâmetros médios estimados (C_r , C_a , k) do modelo proposto por LABER *et al.* (1999) e COOPER (1999), considerando as duas espécies vegetais (taboa e capim tifton-85), em SACs submetidos a diferentes taxas de carregamento de fósforo (TC_p)

Grupos	Tratamentos	C_r	C_a	k	R^2 (%)
1	SAC ₁ – Não vegetado + $TC_p = 6,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	0,8666	201	0,0686	26,03
	SAC ₂ – Taboa + $TC_p = 6,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	0,8503	200	0,0550	25,53
	SAC ₃ – Tifton-85 + $TC_p = 6,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	0,8416	200	0,0521	25,04
	SAC ₄ – Taboa + $TC_p = 12,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	0,8478	202	0,0942	22,90
	SAC ₅ – Tifton-85 + $TC_p = 12,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	0,8410	200	0,1074	17,64
	SAC ₆ – Taboa + $TC_p = 17,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	0,8198	209	0,1426	20,01
	SAC ₇ – Tifton-85 + $TC_p = 17,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	0,8161	207	0,1209	16,56
	SAC ₈ – Taboa + $TC_p = 19,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	0,8101	212	0,1488	20,71
Modelo comum		0,8364	207	0,4307	66,64
2	SAC ₉ – Tifton-85 + $TC_p = 23,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	0,8198	205	0,6419	72,37
Modelo comum		0,8198	205	0,6419	72,37

Observa-se, na Tabela 2.11, que os valores de k para o modelo de primeira ordem (REED *et al.*, 1995) após o agrupamento, aumentaram com o aumento das taxas de carga aplicada, exceto para o grupo 3 composto pelo SAC₁. Nota-se, também, que os modelos de primeira ordem e o modelo proposto por LABER *et al.* (1999) e COOPER (1999), semelhantemente ao que ocorreu em relação à matéria orgânica e o NTK, apresentaram os menores coeficientes de determinação (R^2). Na Tabela 2.15 está

apresentado um resumo das equações obtidas ajustando-se os dados aos modelos propostos por BRASIL *et al.* (2007) e KADLEC & WALLACE (2008).

ROUSSEAU *et al.* (2004) citaram que o coeficiente k da equação de primeira ordem para remoção de fósforo varia entre 0,14 e 0,28 d^{-1} para esgoto doméstico. DRIZO *et al.* (2000), ao aplicarem menores taxas de carga de fósforo (4 a 8 $kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$) que as aplicadas neste trabalho, obtiveram valores de k de 0,075 e 0,061 d^{-1} na remoção de fósforo em SACs cultivados com *Phragmites australis* e não cultivados, ao tratarem esgoto sintético. Nesse trabalho, DRIZO *et al.* (2000) verificaram que os valores de k para a remoção de P foram superiores aos de nitrogênio. As maiores taxas de remoção de fósforo, representadas pelos maiores valores de k , em relação às de nitrogênio também foram observadas neste trabalho.

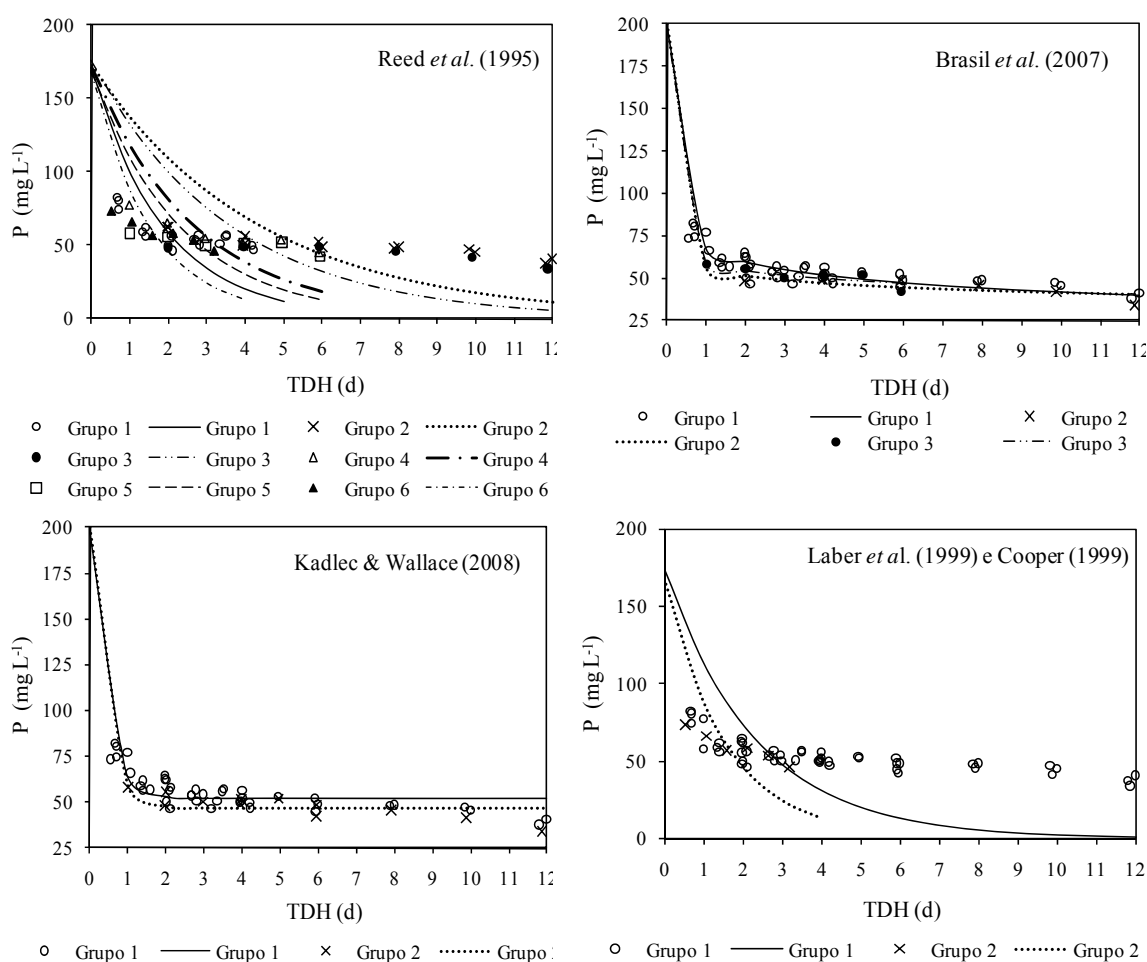


Figura 2.14. Curvas de decaimento de P ao longo dos SACs, obtidas com as equações ajustadas para os diferentes modelos avaliados, apresentando-se os parâmetros comuns para os tratamentos agrupados pelo método de Tocher (verificar as Tabelas 2.11, 2.12, 2.13 e 2.14 para identificação de quais tratamentos compõem os grupos formados).

Semelhante ao ocorrido com as formas de expressão do conteúdo de matéria orgânica na ARS, a sedimentação de material particulado também parece ter contribuído para a remoção da maior parte do fósforo removido da água residuária aplicada aos SACs, principalmente em relação às maiores cargas aplicadas. Este fato pode ser confirmado observando-se a Figura 2.13, na qual pode ser verificado que a concentração decresce rapidamente a partir do primeiro ponto de coleta do sistema, aos 0,33 m, de modo semelhante ao ocorrido em relação ao SST (Figura 1.19, capítulo 1).

Tabela 2.15. Resumo das equações que melhor se ajustaram aos dados de P obtidos neste trabalho

Modelos		Equações
	Ca = 180 mg L ⁻¹ 3,2 d < TDH < 12 d	$C_e = C_a \cdot e^{(-1,0843 \cdot TDH^{0,1605})}$
BRASIL <i>et al.</i> (2007)	Ca = 200 mg L ⁻¹ TDH = 11,9 d	$C_e = C_a \cdot e^{(-1,2753 \cdot TDH^{0,0913})}$
	Ca = 200 mg L ⁻¹ TDH = 5,9 d	$C_e = C_a \cdot e^{(-1,2244 \cdot TDH^{0,0972})}$
KADLEC & WALLACE (2008)	Ca = 200 mg L ⁻¹ 3,2 d < TDH < 12 d	$C_e = 52 + (C_a - 52) \cdot e^{(-2,4773 \cdot TDH)}$
	Ca = 200 mg L ⁻¹ 5,9 d < TDH < 11,9 d	$C_e = 47 + (C_a - 47) \cdot e^{(-2,5313 \cdot TDH)}$

2.5. CONCLUSÕES

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

- as maiores taxas de carga superficial de nutrientes e, conseqüentemente, menores TDHs nos SACs influenciaram significativamente ($p < 0,05$) a eficiência de remoção de NTK e P, em todos os sistemas avaliados;
- o cultivo do capim tifton-85 e da taboa nos SAC₂ e SAC₃ não influenciou ($p < 0,05$) a remoção de macro e micronutrientes quando os valores obtidos são comparados aos obtidos no SAC₁, não cultivado;
- verificou-se diferença estatística ($p < 0,05$) entre as diferentes cargas de nutrientes aplicadas aos SACs no que se refere à remoção de NTK, P e K, sendo que as eficiências médias de remoção variaram entre 26 e 40%, 65 e 78%, 15 e 27%;
- as eficiências médias de remoção de Na, Cu e Zn variaram entre 2 e 24%, 91 e 97% e 51 e 100%, respectivamente, não sendo verificada diferença significativa das diferentes TCO_A e espécies cultivadas nos SACs;

- os SACs não proporcionaram condições para a ocorrência de nitrificação no meio;
- o modelo de primeira ordem (REED *et al.*, 1995) e o proposto por LABER *et al.* (1999) e COOPER (1999) não se ajustaram bem aos perfis de concentração de NTK e de P ao longo dos SACs, enquanto os modelos propostos por BRASIL *et al.* (2007) e KADLEC & WALLACE (2008) apresentaram bom ajuste e descreveram adequadamente a cinética de remoção destes nutrientes nos sistemas avaliados, apresentando, coeficientes de determinação superiores a 90%, com base no modelo comum obtido após o agrupamento.

2.6. REFERÊNCIAS

ABRAHÃO, S.S. *Tratamento de água residuária de laticínios em sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras*. Viçosa: UFV, 2006. 110f. Dissertação de Mestrado.

AKRATOS, C.S.; PAPASPYROS, J.N.E.; TSIHRINTZIS, V.A. Total nitrogen and ammonia removal prediction in horizontal subsurface flow constructed wetlands: Use of artificial neural networks and development of a design equation. *Bioresource Technology*, v.100, p.586-596, 2009.

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.].

BAIRD, C.L.; RICE, J.M.; RASHASH, D.M.; HUMENIK, F.J. Constructed Wetlands for Swine Wastewater Treatment. In: Watershed Heroes Conference, 2001. *Proceedings...* St. Peter: American Farm Bureau Federation, 2001. Disponível em: <[http://www.cals.ncsu.edu/waste_mgt/natlcenter/sanantonio/Baird\(wetland\).pdf](http://www.cals.ncsu.edu/waste_mgt/natlcenter/sanantonio/Baird(wetland).pdf)>. Acesso em: 03 Set. 2009.

BRASIL, M.S.; MATOS, A.T.; SILVA, C.M.; CECON, P.R.; SOARES, A.A. Modelling of pollution removal in constructed wetlands with horizontal subsurface flow. *Agrartechnische Forschung*, v.13, p.48-56, 2007.

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

COOPER, P. A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. *Water Science and Technology*, v.40, n. 3, p.1-9, 1999.

DeBUSK, W. F. Nitrogen cycling in wetlands. Soil and Water Science Department, Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, document SL171, 1999, 3p. Disponível em: <<http://edis.ifas.ufl.edu/pdffiles/SS/SS30300.pdf>>. Acesso em: 15 jul. 2004.

DeBUSK, T.; GRACE, K.A.; DIERBERG, F.E.; JACKSON, S.D.; CHIMNEY, M.J.; GU, B. An investigation of the limits of phosphorus removal in wetlands: a mesocosm study of a shallow periphyton-dominated treatment system. *Ecological Engineering*, v.23, p.1-14, 2004.

DÉVAI, I.; FELFÖLDY, L.; WITTNER, I.; PLÖSZ, S. Detection of phosphine: new aspects of the phosphorus cycle in the hydrosphere. *Nature*, v.333, p.343-345, 1988.

DRIZO, A.; FROST, C.A.; GRACE, J.; SMITH, K.A. Phosphate and ammonium distribution in a pilot-scale constructed wetland with horizontal subsurface flow using shale as substrate. *Water Research*, v.34, n.9, p.2483-2490, 2000.

DUNNE, E.J.; REDDY, K.R. Phosphorus biogeochemistry of wetlands in agricultural watersheds. In: DUNNE, E. J.; REDDY, R.; CARTON, O. T. (Eds). Nutrient management in agricultural watersheds: a wetland solution. Wageningen: Wageningen Academic Publishers, 2005, p.105-119.

FIA, R. MATOS, A.T.; FERREIRA, P.A.; TEODORO, P.E.P.; SCHUERY, F.C.; LUIZ, F.A.R. Desempenho agrônômico da *Typha* sp. e *Alternanthera philoxeroides* Mart. utilizadas no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro em sistema alagado construído. *Engenharia na Agricultura*, v.16, n.4, 436-448, 2008.

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

GONZÁLEZ, F.T.; VALLEJOS, G.G.; SILVEIRA, J.H.; FRANCO, C.Q.; GARCÍA, J.; PUIGAGUT, J. Treatment of swine wastewater with subsurface-flow constructed wetlands in Yucatán, Mexico: Influence of plant species and contact time. *Water SA*, v.35, p.335-342, 2009.

GOTTSCHALL, N.; CROLLA, B.A.; KINSLEY, C.; CHAMPAGNE, P. The role of plants in the removal of nutrients at a constructed wetland treating agricultural (dairy) wastewater, Ontario, Canada. *Ecological Engineering*, v.29, p.154–163, 2007.

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

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

HUNT, P.G.; SZÖGI, A.A.; HUMENIK, F.J.; RICE, J. M. Treatment of animal wastewater in constructed wetlands. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON THE FAO ESCORENA NETWORK ON RECYCLING OF AGRICULTURAL, MUNICIPAL AND INDUSTRIAL RESIDUES IN AGRICULTURE, 8th. *Proceedings...* Rennes, France. 1999. p.305–313.

HUNT, P.G.; SZOGI, A.A.; HUMENIK, F.J.; RICE, J.M.; MATHENY, T.A.; STONE, K.C. Constructed wetlands for treatment of swine wastewater from an anaerobic lagoon. *Trans. ASAE*, v.45, n.3, p.639-647, 2002.

JETTEN, M.S.M.; WAGNER, M.; FUERST, J.; VAN LOOSDRECHT, M.; KUENEN, G.; STROUS, M. Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation (“anammox”) process. *Current Opinion in Biotechnology*, v.12. p.283-288, 2000.

JING, S.R.; LIN, Y.F. Seasonal effect on ammonia nitrogen removal by constructed wetlands treating polluted river water in southern Taiwan. *Environmental Pollution*, v.127, p.291–301, 2004.

KAASIK, A.; VOHLA, C.; MÖTLEP, R.; MANDER, U.; KIRSIMÄE, K. Hydrated calcareous oil-shale ash as potential filter media for phosphorus removal in constructed wetlands. *Water Research*, v.42, n.4-5, p.1315-1323, 2008.

- KADLEC, R.H.; KNIGHT, R.L. *Treatment wetlands*. Florida: CRC Press, 1996, 893p.
- KADLEC, R.H.; WALLACE, S.D. *Treatment Wetlands*. 2nd ed. Florida: CRC Press, 2008. 1016p.
- KEMPERS, A.J.; ZWEERS, A. Ammonium determination in soil extracts by the salicylate methods. *Commun. In Soil Sci. Plant Anal.*, v.17, p.715-723, 1986.
- KNIGHT, R.L.; PAYNE Jr., V.W.E.; BORER, R.E.; CLARKE Jr., R.A.; PRIES, J.H. Constructed wetlands for livestock wastewater management. *Ecological Engineering*, v.15, p.41-55, 2000.
- KOOTTATEP, T.; POLPRASERT, C. Role of plant uptake on nitrogen removal in constructed wetlands located in the tropics. *Water Science and Technology*, v.36, n.12, p.1-8, 1997.
- KUSCHK, P.; WIEXNER, A.; KAPPELMEYER, U.; WEIBBRODT, E.; KÄSTNER, M.; STOTTMEISTER, U. Annual cycle of nitrogen removal by a pilot-scale subsurface horizontal flow in a constructed wetland under moderate climate. *Water Research*, v.37, p.4236–4242, 2003.
- LABER, J.; HABERL, R.; SHRESTHA, R. Two-stage constructed wetland for treating hospital wastewater in Nepal. *Water Science and Technology*, v.40, n.3, p.317-324, 1999.
- LAMIM, A.P.B.; JORDÃO, C.P.; PEREIRA, J.L.; BELLATO, C.R. Caracterização química e física de turfa litorânea e avaliação da adsorção competitiva por cobre e zinco. *Química. Nova*, v.24, n.1, p.18-23, 2001.
- LAUTENSCHLAGER, S.R. *Modelagem do desempenho de wetlands construídas*. São Paulo: EPUSP, 2001. 90f. Dissertação de Mestrado.
- 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, n.5-6, p.425-431, 2001.
- LIN, Y.F.; JING, S.R.; LEE, D.Y.; WANG, T.W. Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. *Aquaculture*, v.209, n.1-4, p.169-184, 2002.
- LO MONACO, P.A.; MATOS, A.T.; MARTINEZ, H.E.P.; FERREIRA, P.A.; RAMOS, M.M. Características químicas do solo após a fertirrigação do cafeeiro com águas residuárias da lavagem e descascamento de seus frutos. *Irriga*, v.14, n.3, p.348-364, 2009.
- MANDER, U.; LÖHMUS, K.; KUUSEMETS, V.; TEITER, S.; NURK, K.; Dynamics of nitrogen and phosphorus budgets in a horizontal subsurface flow constructed

wetland. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS, 6TH; AND INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 9th. 2004. *Proceedings...* Avignon, France: IWA/Astee, 2004. CD-ROM.

MATOS, A.T.; ABRAHÃO, S.S.; PEREIRA, O.G. Desempenho agrônômico de capim tifton 85 (*Cynodon* spp.) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. *Revista Ambiente e Água*, v.3, n.1, p.43-53, 2008.

MATOS, A.T.; SEDIYAMA, M.A.N. Riscos potenciais para o ambiente pela aplicação de dejetos líquidos de suínos ou compostos orgânicos no solo. In: SEMINÁRIO MINEIRO SOBRE MANEJO E UTILIZAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNO, 1, 1996, Ponte Nova-MG. *Anais...* Viçosa: EPAMIG, EMATER, UFV, 1996. p.45-54.

METCALF & EDDY, Inc. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4th ed. New York: McGraw-Hill, Inc. 2003, 1819p.

POACH, M.E.; HUNT, P.G.; REDDY, G.B.; STONE, K.C.; JOHNSON, M.H.; GRUBBS, A. Swine wastewater treatment by marsh-pond-marsh constructed wetlands under varying nitrogen loads. *Ecological Engineering*, v.23, p.165-175, 2004.

POACH, M.E.; HUNT, P.G.; SADLER, E.J.; MATTHENY, T.A.; JOHNSON, M.H.; STONE, K.C.; HUMENIK, F.J.; RICE, J.M. Ammonia volatilization from constructed wetlands that treat swine wastewater. *Trans. ASAE*, v.45, n.3, p.619-627, 2002.

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

REED, S.C.; CRITES, R.W.; MIDDLEBROOKS, E.J. *Natural systems for management and treatment*. New York: McGraw-Hill, Inc. 1995, 435p.

RHOADES, J.D.; LOVEDAY, J. Salinity in irrigated agriculture. In: STEWART, D.R.; NIELSEN, D.R. (ed.). *Irrigation of agricultural crops*. Madison: ASA, CSSA, SSSA, 1990. p.1089-1142. (Agronomy, 30)

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

ROUSSEAU, D.P.L.; VANROLLEGHEM, P.A.; PAUW, N.D. Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review. *Water Research*, v.38, p.1484-1493, 2004.

SCHERER, E.E.; BALDISSERA, I.T. *Aproveitamento dos dejetos de suínos como fonte de fertilizantes*. In: DIA DE CAMPO SOBRE MANEJO E UTILIZAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS. Concórdia: EMBRAPA- CNPS, 1994. p.33-38. Documentos, 32.

SHEORAN, A.S.; SHEORAN, V. Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands: A critical review. *Minerals Engineering*, v.19, p.105-116, 2006.

SIMPSON, R.L.; GOOD, R.E.; WALKER, R.; FRASCO, B.K. The role of Delaware River freshwater tidal wetlands in the retention of nutrients and heavy metals. *Journal of Environmental Quality*, v.12, p.41-48, 1983.

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.

TANAKA, Y.; YATAGAI, A.; MASUJIMA, H.; WAKI, M.; YOKOYAMA, H. Autotrophic denitrification and chemical phosphate removal of agro-industrial wastewater by filtration with granular medium. *Bioresource Technology*, v.98, p.787-791, 2007.

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

TOH, S.K.; WEBB, R.I.; ASHBOLT, N.J. Enrichment of autotrophic anaerobic ammonium-oxidizing consortia from various wastewaters. *Microbial Ecology*, v.43. p.154-167, 2002.

TUNÇSIPER, B.; AYAZ, S. Ç.; AKÇA, L. Performances analysis and modeling of na experimental constructed wetlands. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS, 6th, INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 9th. *Proceedings...* Avignon, France: IWA/ASTEE, 2004. CD-ROM.

TURNER, B. L.; NEWMAN, S.; NEWMAN, J.M. Organic phosphorus sequestration in sub-tropical treatment wetlands. *Environ. Sci. Technol.*, v.40, p.727-733, 2006.

ULUDAG-DEMIRER, S.; DEMIRER, G.N.; FREAR, C.; CHEN, S. Anaerobic digestion of dairy manure with enhanced ammonia removal. *Journal of Environmental Management*, v.86, p.193-200, 2008.

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

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. Removal of BOD₅ in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: Czech experience. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 1998. *Proceedings...* Águas de São Pedro:CEA/UNESP e IWA, 1998. v.1, p.167-175.

VYMAZAL, J. Removal of phosphorus in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow in the Czech Republic. *Water Air Soil Pollut. Focus* 4, p. 657-670, 2004.

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

WIEßNER, A., KAPPELMEYER, U.; KUSCHK, P.; KÄSTNER, M. Influence of the redox condition dynamics on the removal efficiency of a laboratory-scale constructed wetland. *Water Research*, v.39, p.248–256, 2005.

WILLIAMS, J.B. Phytoremediation in wetland ecosystems: progress, problems and potential. *Crit. Rev. Plant Sci.*, v.21, p.607-35, 2002.

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.

YE, Z.H.; WHITING, S.; LIN, N.Z.Q.; LYTLE, C.M.; QIAN, J.H.; TERRY, N. Removal and distribution of iron, manganese, cobalt, and nickel within a Pennsylvania constructed wetland treating coal combustion by-product leachate. *Journal of Environmental Quality*, v.30, p.1464-1473, 2001.

ZHOU, S.; HOU, H.; HOSOMI, M. Nitrogen removal, N₂O emission, and NH₃ volatilization under different water levels in a vertical flow treatment system. *Water Air Soil Pollut.*, v.191, p.171-182, 2008.

CAPÍTULO 3 – Remoção de macro e micronutrientes por espécies vegetais cultivadas em sistemas alagados construídos

3.1. INTRODUÇÃO

Macrófita aquática é a denominação genérica dada às plantas que crescem na água, em solos saturados ou alagados. No entanto, outras terminologias tais como, hidrófitas, helófitas, euhidrófitas, limnófitas e plantas aquáticas também são utilizadas para descrever o conjunto de vegetais adaptados ao ambiente aquático (GUNTENSPERGEN *et al.*, 1988).

As macrófitas, que podem ser divididas em flutuantes (enraizadas ou livres), submersas e emergentes, são uma das comunidades mais produtivas no ambiente aquático, desempenhando importante papel na dinâmica dos nutrientes (BRIX & SCHIERUP, 1989). Além da alta produtividade de sua biomassa, elas favorecem processos microbiológicos e bioquímicos para a decomposição da matéria orgânica, mineralização de nutrientes e remoção de patógenos, além de participarem de processos físicos como filtração e sedimentação; químicos como precipitação e físico-químicos, como adsorção, (BRIX, 1994 e 1997).

Há uma grande variedade de macrófitas aquáticas que podem ser utilizadas no tratamento de águas residuárias em sistemas alagados construídos (SACs). Todavia, é necessário que essas plantas tenham tolerância à inundação contínua e exposição à água geralmente rica em sais, além de possuir crescimento rápido e alta capacidade de remoção de nutrientes (FEIJÓ *et al.*, 2003). De acordo com VICZNEVSKI & SILVA (2003), as plantas vasculares aquáticas, emergentes e persistentes são as mais utilizadas, tendo em vista possuírem alta capacidade de absorção de nutrientes e por estarem adaptadas a lugares úmidos, com carga orgânica elevada. Entre estas, as mais utilizadas são: taboa (*Typha* spp.), caniço (*Phragmites* spp.) e navalha de mico (*Scirpus* spp.).

Em SACs pesquisados no Brasil, têm sido usadas as espécies: *Juncus* spp. (SOUSA *et al.*, 2000), *Echimochloa polytachya* (SEZERINO & PHILIPPI, 2003), *Typha* spp. (HUSSAR, 2001; CAMPOS *et al.*, 2002; LIMA *et al.*, 2003; VALENTIM, 2003, BRASIL *et al.*, 2007a,b; MATOS *et al.*, 2009), *Zizaniopsis bonariensis* (CAMPOS *et al.*, 2002; FEIJÓ *et al.*, 2003), *Eleocharis* spp. e *Scirpus* spp. (VALENTIM, 2003), *Oriza sativa* L. (NOGUEIRA, 2003; MEIRA *et al.*, 2004) e gramíneas do gênero *Cynodon* e *Pennisetum* (ABRAHÃO, 2006, MATOS *et al.*, 2009).

Além de outras como alternantera (*Alternanthera philoxeroides*) (MATOS *et al.*, 2009; FIA *et al.*, 2008), azevém (*Lolium multiflorum*) (FIA *et al.*, 2009) e lírio amarelo (*Hemerocallis flava*) (CHAGAS, 2008).

As macrófitas apresentam várias propriedades intrínsecas, que as tornam um componente indispensável nos leitos cultivados, sendo que as funções mais importantes das macrófitas consistem nos efeitos físicos proporcionados ao tratamento. A presença da vegetação em SACs distribui e reduz a velocidade do escoamento, o que cria melhores condições para sedimentação de sólidos suspensos, reduzindo o risco de erosão e ressuspensão de sólidos já sedimentados, e aumenta o tempo de contato entre a água e as raízes das plantas (BRIX, 1997). As macrófitas também são responsáveis pela estabilização da superfície dos leitos, visto que seu denso sistema radicular protege o sistema do processo erosivo, impedindo a formação de canais de escoamento preferencial na superfície dos SACs (BRIX, 1997). Além disso, essas plantas são muito importantes para a melhoria da qualidade das águas, uma vez que funcionam como filtros, retendo partículas à medida que a água escoar pelas mesmas, e fornecem quantidades substanciais de área de contato para a adesão de microrganismos (BRIX, 1994), sendo que estes são um dos principais responsáveis pela remoção da matéria orgânica em SACs (VYMAZAL, 2002).

Por meio dos mecanismos de absorção e assimilação, as plantas são capazes de remover nutrientes das águas poluídas, muitos dos quais ficam presos no sistema pelos sucessivos ciclos de crescimento, morte e decomposição (HAMMER & BASTIAN, 1989). Essas plantas removem ainda substâncias contendo metais pesados e compostos orgânicos tóxicos. No entanto, para sustentar a alta produtividade e retirar do sistema os nutrientes incorporados, é necessário, também, que haja o manejo adequado das plantas, com colheitas periódicas da biomassa (OLIVEIRA *et al.*, 1998).

As macrófitas também apresentam habilidade de transportar gases atmosféricos, incluindo o oxigênio, para suprir a demanda respiratória dos tecidos das raízes, bem como oxigenar a rizosfera (rizomas e raízes), visto que os substratos que compõem os SACs são frequentemente caracterizados pela ausência de oxigênio, devido às condições de saturação de água e à grande quantidade de compostos orgânicos em suspensão e lodo (HAMMER & BASTIAN, 1989). A rizosfera ou zona radicular irá, portanto, oferecer um micro-ambiente oxidado envolto por um substrato anaeróbico, o que estimula tanto a decomposição de matéria orgânica e o crescimento de bactérias nitrificantes, sendo que o último pode converter amônia a nitrato. O nitrato assim

formado pode, então, se difundir ou passar pelas zonas pobres de oxigênio onde será removido do sistema pela desnitrificação.

Em SACs, plantas podem ter funções que não estão diretamente relacionadas aos processos de tratamento. As plantas aquáticas proporcionam valor estético aos SACs, tornando-os, visualmente, mais agradáveis (CHAGAS, 2008; BRIX, 1997), uma vez que evitam que a água residuária aplicada e o lodo formado superficialmente fiquem totalmente expostos.

Embora as plantas aquáticas superiores sejam componentes biológicos óbvios dos ecossistemas alagados, relatos na literatura apontam para o fato que a absorção de poluentes pela vegetação não pode responder, por si só, pelas elevadas eficiências de remoção de poluentes, frequentemente observadas mesmo quando são aplicadas elevadas cargas orgânicas, condição característica de muitas situações de tratamento de águas residuárias (NICHOLS, 1983, *apud* GERSBERG *et al.*, 1986). Pelo contrário, os principais mecanismos de remoção de poluentes desses sistemas incluem tanto transformações bacterianas e processos físicos, químicos e físico-químicos, incluindo adsorção, precipitação e sedimentação (CHANG *et al.*, 1982, *apud* GERSBERG *et al.*, 1986). Tal fato leva ao questionamento do papel das macrófitas nesses sistemas, não havendo consenso entre pesquisadores a respeito da efetiva importância das macrófitas aquáticas nos SACs. Algumas pesquisas têm apresentado melhor desempenho do SAC cultivado com espécies aquáticas em relação aos não cultivados (KASEVA, 2004; MBULIGWE, 2004; KARATHANASIS *et al.*, 2003; DALLAS & HO, 2005). MARA (2004), baseando-se em dados disponíveis na literatura, sugere que, em SACs cultivados e não cultivados, as remoções de DBO e SST são aproximadamente iguais e, portanto, as plantas não são essenciais para remoção destes constituintes nesses sistemas. Entretanto, a remoção de nitrogênio, especificamente nitrogênio amoniacal, é significativamente mais alta nos sistemas cultivados. O autor ressalta que suas proposições são para clima temperado, podendo não ser válidas para climas tropicais. Brix (1994) e Gueller (1996), *apud* BRIX (1997), sugerem o uso de plantas em SACs, mas afirmam que a quantidade de nutrientes extraídos é muito pequena quando comparada às cargas aplicadas.

Geralmente se aceita que os SACs vegetados superam os sem vegetação principalmente porque a rizosfera da planta estimula a densidade e atividade da comunidade microbiana, fornecendo a superfície da raiz para o crescimento microbiano e fontes de carbono por meio de exsudatos radiculares e por oferecer um micro-ambiente aeróbico via liberação de oxigênio pela raiz (GERSBERG *et al.*, 1986;

TANNER, 2001), além de absorver nutrientes solubilizados no meio. Contudo, a influência da vegetação na remoção dos compostos orgânicos em sistemas alagados construídos não é unânime, ainda assim, a maioria dos estudos indica o efeito positivo das macrófitas.

3.2. OBJETIVOS

No presente trabalho, teve como objetivo estudar o comportamento agrônômico e a extração de macro e micronutrientes pela taboa (*Typha latifolia*) e pelo capim tifton-85 (*Cynodon* spp.) no tratamento das águas residuárias da suinocultura (ARS), em sistemas alagados construídos (SACs), quando submetidos a quatro cargas orgânicas.

3.3. MATERIAL E MÉTODOS

3.3.1. Montagem e condução experimental

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

A descrição da montagem experimental e da caracterização física e química da água residuária da suinocultura (ARS) está apresentada no Capítulo 1 (item 1.3). A condução do experimento, em termos de aplicação de nutrientes, está apresentada no Capítulo 2 (item 2.3.1).

3.3.2. Desempenho das espécies cultivadas nos SACs

Aos 60 e aos 120 dias após o início da aplicação da ARS e monitoramento dos sistemas foram realizados os cortes dos vegetais, a fim de se quantificar a produtividade e os teores de nutrientes na parte aérea da vegetação e, com isso, calcular a capacidade das plantas cultivadas nos SACs em extrair nutrientes/poluentes da ARS neles aplicados.

As plantas de taboa foram cortadas na altura de 2 cm acima do nível superior do meio suporte. No que se refere ao capim tifton-85, impôs-se, como critério, o corte de todos os ramos não enraizados. O material colhido foi imediatamente pesado, a fim de

se determinar a produtividade de massa verde (Equação 3.1). Na maioria dos SACs, toda a massa verde foi levada à estufa, para secagem e quantificação da matéria seca (Equação 3.2). Em alguns SACs, nos quais foi colhida maior quantidade de matéria verde, apenas parte desta foi conduzida à estufa.

$$PMV = \frac{MV}{\text{área}} \quad (3.1)$$

$$PMS = PMV \times \frac{MS}{100} \quad (3.2)$$

em que,

PMV = produtividade de massa verde ($M L^{-2}$);

MV = massa verde (M);

área = área do SAC (L^{-2});

PMS = produtividade de massa seca ($M L^{-2}$); e

MS = conteúdo de matéria seca ($M M^{-1}$).

As amostras foram colocadas em sacos de papel e levadas à estufa, sob temperatura de 65 °C, com circulação de ar, até atingir massa constante. Em seguida, as amostras foram trituradas em moinho para realização da análise nutricional. Parte da amostra de cada SAC foi colocada em estufa, sob temperatura de 103-105 °C, até ser atingida constância na massa, obtendo-se a matéria seca total, em cada tratamento. Além da matéria seca, nos vegetais, foram quantificados os teores de macro (NTK, P, K, Na, Ca e Mg) e micronutrientes (Cu, Zn), seguindo-se metodologia proposta pela EMBRAPA (1999).

A capacidade de extração de nutrientes pelas espécies vegetais foi determinada pelo uso da Equação 3.3.

$$CEN = CN \times PMS \quad (3.3)$$

em que,

CEN = capacidade de extração de nutrientes ($M L^{-2}$);

CN = concentração foliar do nutriente ($M M^{-1}$); e

PMS = produtividade de massa seca ($M L^{-2}$).

3.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As condições ambientais às quais os sistemas alagados ficaram submetidos durante o período de experimentação estão apresentadas no item 1.4.1.

3.4.1. Desempenho das espécies cultivadas nos SACs: produção de matéria seca

Nenhuma das espécies avaliadas (*Typha latifolia* e *Cynodon* spp.) apresentou problemas de adaptação, antes dos SACs serem submetidos à aplicação da ARS. Entretanto, já aos 15 dias após o início da aplicação da ARS, observou-se o amarelecimento do tecido foliar da taboa, nos SACs em que foram aplicadas as maiores cargas orgânicas (SAC₆ e SAC₈) (Figura 3.1). Aos 30 dias de monitoramento do sistema, verificou-se senescência das folhas da taboa nos SAC₆ e SAC₈ e os primeiros sinais de senescência foliar nos SAC₂ e SAC₄, também cultivados com a taboa. Quanto ao capim tifton-85, não se verificou sinais de senescência, porém notou-se coloração diferenciada da parte aérea dentro dos mesmos SACs. Na parte final dos SACs, o capim tifton-85 apresentou coloração verde menos intensa que aquela apresentada na primeira parte dos SACs.

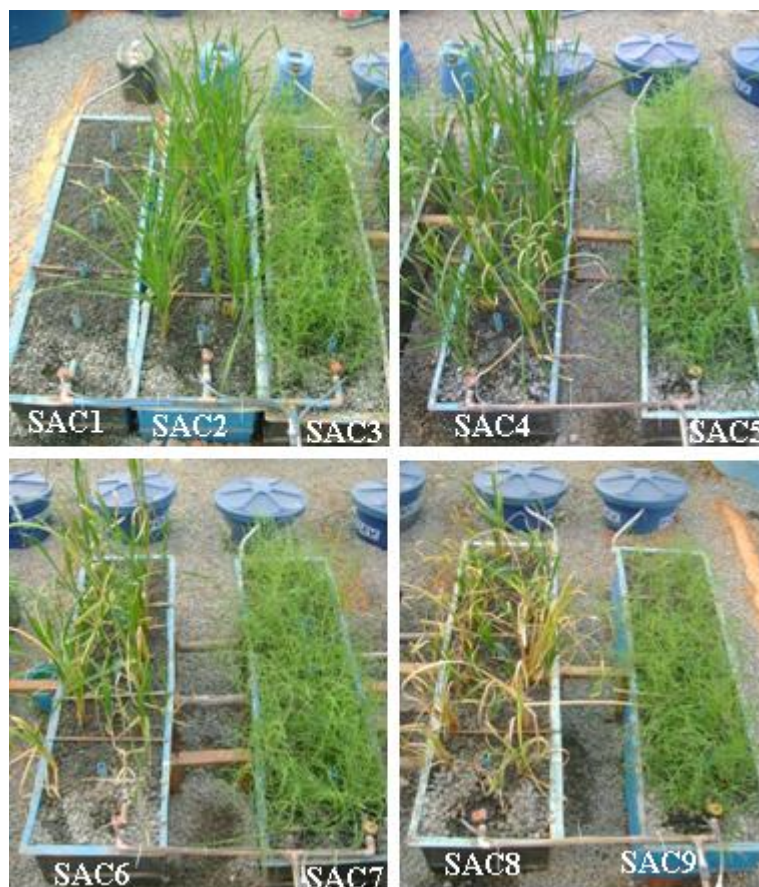


Figura 3.1. Primeiros sinais de senescência apresentados pela taboa após 15 dias do início da aplicação contínua da ARS.

Aos 60 dias de operação do sistema, foi realizado o primeiro corte dos vegetais (Figura 3.2), havendo rebrotamento em todos os SACs. No entanto, a taboa cultivada nos SAC₄, SAC₆ e SAC₈ voltou a apresentar sinais de senescência, enquanto as plantas cultivadas no SAC₂ apresentaram reduzido crescimento vegetativo (Figura 3.3), indicando baixa capacidade de adaptação dessa espécie vegetal às condições do meio.



Figura 3.2. Vista geral do experimento após o primeiro corte dos vegetais.



Figura 3.3. Rebrotamento das espécies vegetais após o primeiro corte realizado aos 60 dias após o início de operação do sistema.

Na Figura 3.4 está apresentada a produção de matéria seca, obtida por meio dos cortes das espécies cultivadas nos SACs, enquanto na Figura 3.5 estão apresentados os valores médios da produtividade de matéria seca da taboa e do capim tifton-85

cultivados nos SACs, obtidos nos dois cortes realizados durante o período de condução do experimento.

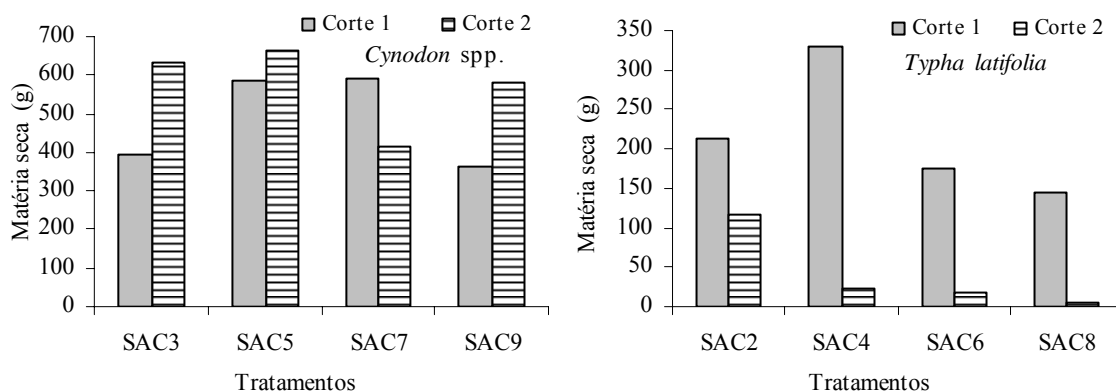


Figura 3.4. Produção de matéria seca obtida em dois cortes do capim tifton-85 (*Cynodon spp.*) e da taboa (*Typha latifolia*) cultivados nos SACs, durante a condução do experimento.

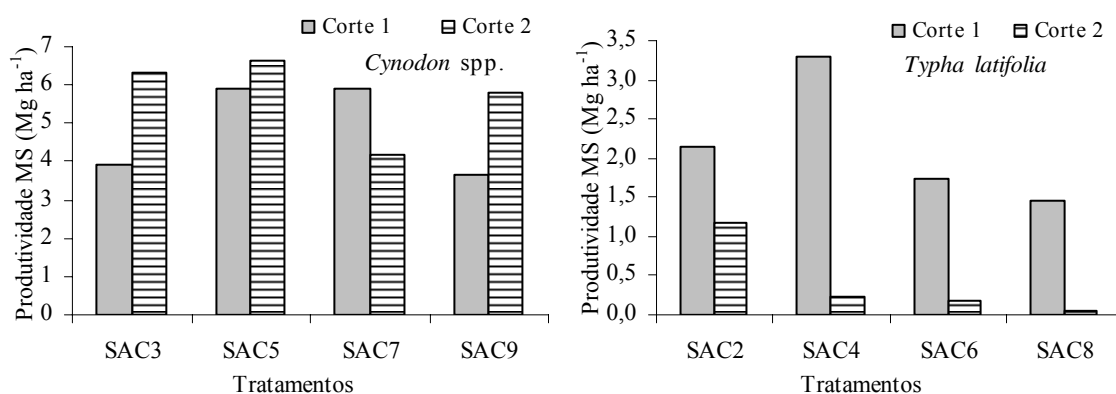


Figura 3.5. Valores médios da produtividade de matéria seca obtidos em dois cortes do capim tifton-85 (*Cynodon spp.*) e da taboa (*Typha latifolia*) cultivados nos SACs, durante a condução do experimento.

Deve-se ressaltar que a matéria seca avaliada no primeiro corte foi produzida durante um período de 90 dias, sendo 30 dias de adaptação e 60 dias de aplicação das cargas orgânicas diferenciadas de ARS. A matéria seca quantificada no segundo corte foi produzida em um período de 60 dias.

Verificou-se que a produtividade de matéria seca pelo capim tifton-85 no segundo corte foi, na maioria dos SACs cultivados com este vegetal (exceção o SAC7), superior às obtidas no primeiro corte. Após o primeiro corte, observou-se que, no SAC7, apareceram falhas de plantas (espaços vazios), o que foi causado pelo mau desenvolvimento das mudas plantadas no início do experimento, já que antes do primeiro corte, apresentava-se totalmente coberto pela vegetação, devido ao intenso

perfilhamento do capim tifton-85. MATOS *et al.* (2009) não verificaram problemas de adaptação do capim tifton-85 aos SACs, no entanto foi constatada dificuldade em se atingir a densidade de plantas adequadas para cultivo nos sistemas alagados.

No segundo corte, foram obtidas produtividades de matéria seca parecidas do capim tifton-85, nos SAC₃, SAC₅ e SAC₉, as quais foram de 6,34; 6,64 e 5,82 Mg ha⁻¹. Exceção ao bom desempenho do capim tifton-85 ocorreu no SAC₇, com 4,16 Mg ha⁻¹, pelas razões já apresentadas anteriormente. Na Tabela 3.1 estão apresentadas as produtividades médias de matéria seca obtidas nos dois cortes da taboa e capim tifton-85.

TABELA 3.1. Produtividade média de matéria seca foliar da taboa e do capim tifton-85, obtidas nos dois cortes realizados

Espécie vegetal	SACs	TCO _A (kg ha ⁻¹ d ⁻¹)	MS (Mg ha ⁻¹)
Taboa	SAC ₂	163	1,65
	SAC ₄	327	1,76
	SAC ₆	460	0,96
	SAC ₈	561	0,75
Tifton-85	SAC ₃	163	5,13
	SAC ₅	327	6,26
	SAC ₇	460	5,03
	SAC ₉	561	4,73

TCO_A – Taxa de carga orgânica tomada com base na área superficial (kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO); MS – Produtividade média de matéria seca obtida nos dois cortes realizados.

Em relação à taboa, observou-se redução na quantidade de matéria seca produzida, em todos os SACs, no segundo corte. Em relação às cargas aplicadas aos SACs, tanto de matéria orgânica como de nutrientes, notou-se que a taboa não se adaptou ao ambiente de cultivo. Acredita-se que a taboa não tenha tido dificuldade de desenvolver seus propágulos nos SACs, não somente pelas cargas orgânicas aplicadas, visto que outros autores trabalharam com cargas orgânicas superiores e obtiveram bom desenvolvimento da mesma, mas em função das concentrações elevadas de nutrientes, os quais podem aumentar a salinidade e, conseqüentemente, reduzir o potencial osmótico do meio, além da toxicidade causada pelo excesso de nutrientes. BRASIL *et al.* (2007b) constataram que a taboa, aos 100 dias de cultivo, apresentou sinais de fitotoxicidade e senescência, ao ser cultivada em sistemas utilizados no tratamento da ARS (concentrações de N, P, K e Na de 820 a 3.092; 240 a 1.700; 680 a 2.540 e 743 a 2.107 mg L⁻¹, respectivamente). Os autores associaram os danos causados à taboa ao efeito de salinidade da ARS. Além disso, a espécie cultivada por BRASIL *et al.* (2007b)

foi a mesma cultivada neste trabalho e, em avaliação realizada por BARROS (2005), a espécie foi identificada como *Typha latifolia*, que, de acordo com PEARSON (2005), é moderadamente sensível à salinidade.

FIA *et al.* (2008) verificaram que a taboa cultivada em SACs não suportou cargas de potássio superiores a $60 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$, elevada concentração de compostos fenólicos e cargas orgânicas superiores a $1.000 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DQO presentes em água residuária da lavagem e descascamento/despolpa de frutos do cafeeiro. CLARKE & BALDWIN (2002) afirmaram que concentrações de amônio superiores a 200 mg L^{-1} reduziram a taxa de crescimento da taboa, valor este inferior ao das concentrações médias observadas nos efluentes dos SACs monitorados neste trabalho, o que também pode ser fator de impedimento ao desenvolvimento das plantas.

Acredita-se que um conjunto de fatores associados à maior concentração de K e Na na ARS utilizada neste trabalho, associados à intoxicação com sódio tenham afetado o desenvolvimento satisfatório da taboa, principalmente nos SACs que receberam as maiores cargas orgânicas.

Na Figura 3.6 está apresentada a produtividade de matéria seca obtidas nos cortes 1 e 2, evidenciando o efeito da carga orgânica aplicada aos SACs no valor desta variável.

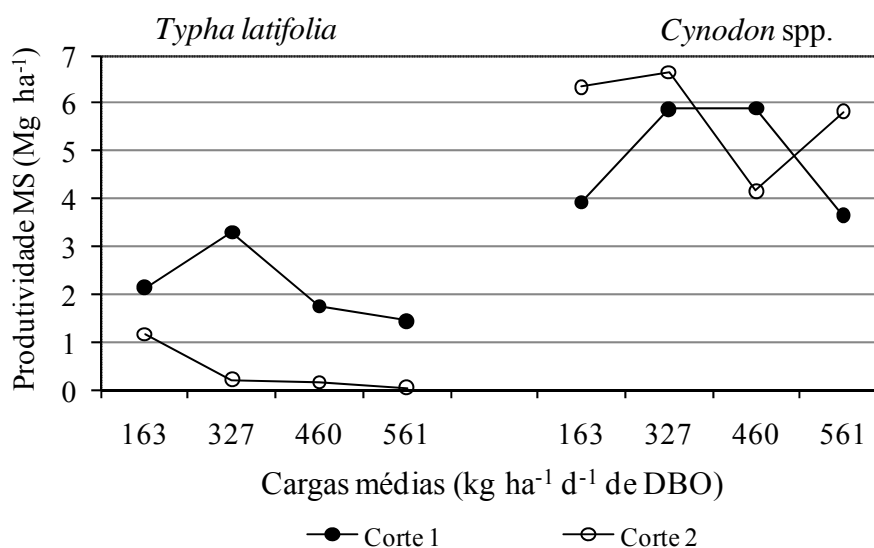


Figura 3.6. Valores médios da produtividade de matéria seca obtidos nos cortes 1 e 2, evidenciando o efeito da carga orgânica aplicada sobre a produção de matéria seca de capim tifton-85 e taboa.

Em relação à taboa, houve tendência de redução na produtividade de matéria seca com o aumento da carga orgânica aplicada, enquanto que para o capim tifton-85 as cargas orgânicas intermediárias mostraram-se mais adequadas ao seu desenvolvimento

vegetativo. No entanto, para as duas espécies vegetais, não houve diferença estatística ($P < 0,05$) entre as taxas de carga orgânica aplicadas (tratamentos). MATOS *et al.* (2008) verificaram aumento na produtividade de matéria seca de capim tifton-85 cultivado em SACs receptores de maiores taxas de carga orgânica provenientes das águas residuárias de laticínios. Entretanto, valores superiores a $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO provocaram tendência de redução na produtividade de matéria seca. A máxima produtividade obtida foi de, aproximadamente, 15 Mg ha^{-1} , obtida aos 45 dias de cultivo do capim tifton-85.

MATOS *et al.* (2009) obtiveram produtividades médias de matéria seca de 22 e 28 Mg ha^{-1} de taboa e capim tifton 85, respectivamente, quando cultivados por períodos entre 60 e 90 dias em SACs utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. BRASIL *et al.* (2007a) obtiveram produtividade pouco superior a 7 Mg ha^{-1} de matéria seca de taboa cultivada em SACs utilizados no tratamento de esgoto doméstico, sendo o período de cultivo, antes da realização do corte, de 226 dias. Apesar das maiores produtividades obtidas por esses autores, as espécies foram cultivadas por períodos muito maiores que os utilizados neste trabalho. Além disso, as cargas orgânicas utilizadas por eles foram inferiores às utilizadas neste trabalho, o que pode ter favorecido o desenvolvimento das espécies vegetais avaliadas.

FIA *et al.* (2008) obtiveram valores de produtividade de taboa próximos aos obtidos neste trabalho, com produtividade de matéria seca inferior a 1 Mg ha^{-1} , quando cultivada em SACs utilizados no tratamento das águas residuárias do processamento dos frutos do cafeeiro. Os autores também verificaram decréscimo na produtividade da taboa com o aumento da carga orgânica aplicada, corroborando com SOHSALAM *et al.* (2008), ao verificarem que a aplicação de cargas orgânicas superiores a $612 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO, causou a senescência das espécies vegetais implantadas (*Cyperus involucratus*, *Typha augustifolia* e *Thalia dealbata* J. Fraser) em SACs utilizados no tratamento de melaço. Torna-se importante ressaltar que, além da elevada carga orgânica, os efluentes do processamento da cana-de-açúcar e dos frutos do cafeeiro são ricos em potássio, o que pode levar à morte das espécies vegetais em virtude da diminuição no potencial osmótico do meio. Outro fator é a concentração de compostos fenólicos que podem causar fitotoxicidade às espécies vegetais, podendo, também, levá-las à morte.

QUEIROZ *et al.* (2004) obtiveram $17,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ de matéria seca de capim tifton-85 quando da aplicação de $800 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO provenientes da ARS em rampas de escoamento superficial. Essa produtividade é superior à obtida em sistemas convencionais de cultivo no solo, em que são utilizados adubos químicos e irrigação,

que, segundo OLIVEIRA *et al.* (2000), deve estar entre 3 e 12 Mg ha⁻¹, aos 14 e 70 dias de cultivo, após o corte. FONSECA (2007) obteve menor produtividade de matéria seca de capim tifton-85 (3,7 Mg ha⁻¹, aos 41 dias de cultivo) em rampas de escoamento superficial utilizadas no tratamento de esgoto doméstico. SILVA (2008), ao aplicar chorume de lixo urbano em parcelas de solo cultivadas com capim tifton-85 verificou que para o tratamento intermediário (750 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO) houve maior produção de matéria seca (2,58 Mg ha⁻¹, aos 30 dias de cultivo). O autor afirmou que a aplicação contínua do chorume proporcionou redução na produtividade de matéria seca (1,29 Mg ha⁻¹, aos 66 dias de cultivo), mesmo com o aumento do intervalo de tempo entre os cortes.

3.4.2. Desempenho das espécies cultivadas nos SACs: remoção de macronutrientes e sódio

Em função da coloração diferenciada (verde-amarelada) apresentada na parte aérea do capim tifton-85 na parte final dos SACs durante a condução do experimento, foi feita a avaliação nutricional de forma a contemplar a parte inicial, central e final de cada SAC cultivado com esta espécie vegetal. Em relação à taboa, foi feita apenas uma análise englobando toda a extensão dos SACs cultivados com esta espécie (Tabelas 1B e 2B).

Pelos valores observados nas Tabelas 1B e 2B (apêndice B), nota-se tendência de aumento nas concentrações de nitrogênio e decréscimo nas concentrações de fósforo, potássio, cálcio e magnésio no tecido foliar do capim tifton-85, ao longo dos SACs. Mas, mesmo assim, os valores podem ser considerados normais, quando comparados aos valores obtidos na literatura. Assim, o aspecto de deficiência nutricional, observado ao longo dos SACs, característico da ausência de nitrogênio, não se confirmou ao se avaliar comparativamente as plantas coletadas nos diferentes pontos dos SACs. As plantas podem apresentar clorose foliar quando não são supridas adequadamente com outros nutrientes além do nitrogênio, tais como: potássio, cálcio, magnésio, enxofre e cloro (MALAVOLTA, 2006), sendo que os dois últimos não foram avaliados neste trabalho. No caso da taboa houve aumento nas concentrações de NTK, P e K, reduzindo apenas as concentrações de Ca. Quanto ao Mg, em ambas as espécies, não se verificou tendência de aumento ou redução nas concentrações foliares.

Os dados médios da avaliação dos macronutrientes e sódio contidos na parte aérea das espécies avaliadas, obtidos nos dois cortes realizados durante a condução do experimento, estão apresentados na Tabela 3.2.

TABELA 3.2. Concentrações médias de macronutrientes e sódio na matéria seca foliar da taboa (SAC₂, SAC₄, SAC₆ e SAC₈) e do capim tifton-85 (SAC₃, SAC₅, SAC₇ e SAC₉), obtidas nos dois cortes realizados durante a condução do experimento

Nutrientes	Taboa				Capim tifton-85			
	SAC ₂	SAC ₄	SAC ₆	SAC ₈	SAC ₃	SAC ₅	SAC ₇	SAC ₉
	----- dag kg ⁻¹ -----							
NTK	3,11	2,99	3,12	3,27	4,55	4,31	4,47	4,68
PB	-	-	-	-	28,4	27,0	28,0	29,2
P	0,20	0,25	0,25	0,32	0,95	0,79	0,97	0,91
K	2,29	2,57	2,61	3,38	2,11	1,93	2,10	2,04
Na	0,97	0,81	0,75	0,92	0,02	0,03	0,02	0,02
Ca	5,72	5,21	5,59	5,44	2,25	2,34	2,26	2,29
Mg	1,25	1,08	1,07	1,04	0,71	0,76	0,79	0,75

PB – Proteína bruta obtida pela multiplicação do teor de nitrogênio por 6,25.

Verifica-se que foram encontradas maiores concentrações de nitrogênio e de fósforo na matéria seca do tecido foliar do capim tifton-85 quando comparado à taboa, ao se avaliar as mesmas cargas orgânicas aplicadas aos SACs (Figura 3.7). O inverso foi observado em relação ao potássio, o sódio, o cálcio e o magnésio.

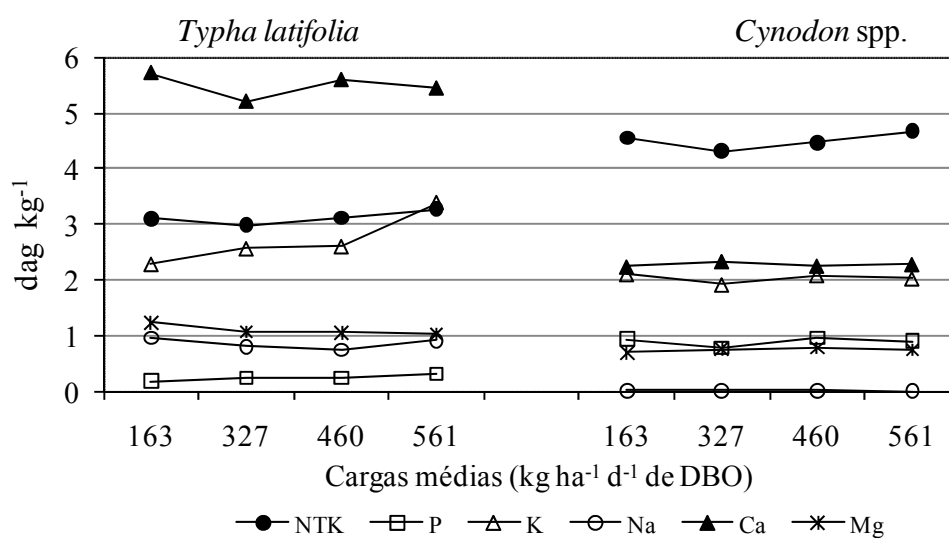


Figura 3.7. Concentração média de nutrientes na matéria seca da taboa e do capim tifton-85, obtida nos dois cortes, evidenciando o efeito da carga orgânica aplicada sobre a concentração de macronutrientes.

Observa-se na Figura 3.7 que houve pequena tendência de aumento nas concentrações de nitrogênio, tanto na taboa como no capim tifton-85, com o aumento das cargas orgânicas aplicadas. A taboa também apresentou o mesmo comportamento em relação às concentrações de fósforo e potássio e decréscimo nas concentrações foliares de sódio, magnésio e cálcio. Acredita-se que possa ter havido o efeito diluição, pois os SACs que receberam as menores cargas orgânicas apresentaram maior produção de biomassa. A concentração foliar de nutrientes no capim tifton-85 manteve-se relativamente constante com aumento da carga orgânica aplicada, com exceção no que se refere ao nitrogênio.

Segundo a FAO (2006), as concentrações típicas encontradas no tecido foliar da taboa variam de 0,2 a 2,4; 0,14 a 0,20; 0,88 a 2,65 e 0,18 a 0,28 dag kg⁻¹, para N, P, K e Na. Respectivamente para Ca e Mg, as concentrações médias são de 0,51 e 0,15 dag kg⁻¹, valores cerca de 10 e 7 vezes menores que os obtidos neste trabalho.

SILVA (2008) obteve valores de proteína bruta, no primeiro corte (30 dias) do capim tifton-85 fertirrigado com chorume de resíduos sólidos urbanos, semelhantes aos obtidos neste trabalho (entre 26 e 28 dag kg⁻¹), no entanto, com a continuidade da aplicação do chorume foi verificado decréscimo nos valores de proteína bruta (PB) do capim tifton 85, nos demais cortes. Valores inferiores aos obtidos neste trabalho foram encontrados por OLIVEIRA *et al.* (2000), os quais constataram que os valores de PB no capim tifton-85 cultivado convencionalmente, em diferentes idades, pode variar de 4,5 a 15,6 dag kg⁻¹. QUEIROZ *et al.* (2004), MATOS *et al.* (2008) e FONSECA (2007) obtiveram menores valores de PB no capim tifton-85, quando cultivado sob a aplicação de várias cargas orgânicas de diferentes águas residuárias. QUEIROZ (2000), ao fertirrigar o capim tifton-85 com água residuária da suinocultura encontraram 19 dag kg⁻¹. MATOS *et al.* (2008), ao utilizarem SACs cultivados com capim tifton-85 no tratamento de águas residuárias de laticínios, obtiveram teores de PB entre 18 e 25 dag kg⁻¹. FONSECA (2007) cultivou capim tifton-85 em rampas de escoamento superficial para o tratamento de esgoto doméstico e verificou, em sua matéria seca, 15,6 dag kg⁻¹ de proteína bruta.

Tal como o ocorrido em relação à proteína bruta, que é calculada a partir da concentração de nitrogênio na matéria seca, os valores de nitrogênio encontrados na matéria seca do capim tifton-85, obtidos neste trabalho, foram superiores aos encontrados pelos autores citados anteriormente.

A concentração de fósforo na matéria seca foliar da taboa variou com os tratamentos aplicados, sendo os valores encontrados semelhantes aos reportados por

BRASIL *et al.* (2007a) e inferiores aos obtidos por MATOS *et al.* (2009), que foram, respectivamente, de 0,28 e 0,44 dag kg⁻¹. Quanto ao capim tifton-85, as concentrações de fósforo na matéria seca foram superiores às observadas por OLIVEIRA *et al.* (2000) que, ao cultivarem o capim tifton-85 sob condições de pastagem convencional, obtiveram concentrações foliares entre 0,16 e 0,27 dag kg⁻¹. Mesmo trabalhando com águas residuárias, sabidamente ricas em nutrientes, SILVA (2008), MATOS *et al.* (2008), FONSECA (2007), LOURES *et al.* (2006) e QUEIROZ *et al.* (2004) obtiveram concentrações foliares de fósforo, em capim tifton-85, próximas à metade daquelas encontradas neste trabalho (Tabela 3.2). Para os respectivos autores, registraram-se concentrações entre 0,29 e 0,64 dag kg⁻¹; 0,32 e 0,41 dag kg⁻¹; 0,40 dag kg⁻¹; 0,46 dag kg⁻¹; e 0,34 e 0,37 dag kg⁻¹.

FIA *et al.* (2008) verificaram que a concentração de potássio no tecido foliar da taboa aumentou, variando entre 2 e 7 dag kg⁻¹, com o aumento na carga orgânica aplicada, ao trabalhar com SACs no tratamento das águas do processamento dos frutos do cafeeiro, sabidamente ricas em potássio. MATOS *et al.* (2009) e BRASIL *et al.* (2007a), encontraram, respectivamente, valores de 2,42 e 2,83 dag kg⁻¹ de K. Valores estes mais próximos aos encontrados neste trabalho. Também em relação ao potássio, pode ter havido efeito diluição, pois se verificou aumento nas concentrações foliares e redução na biomassa produzida com o aumento das cargas orgânicas aplicadas. Este fato não foi observado em relação ao capim tifton-85, no qual foram observadas concentrações médias de K inferiores às obtidas na matéria seca da taboa. MATOS *et al.* (2008) obtiveram concentrações de potássio inferiores a 1,5 dag kg⁻¹ no tecido vegetal do capim tifton-85, em todos os tratamentos aplicados. GOMIDE (1994) afirmou que a concentração de potássio encontra-se entre 1,5 e 2,0 dag kg⁻¹ na parte aérea de plantas forrageiras com adequado suprimento de potássio e concentrações acima desta faixa podem ser consideradas como referentes a um consumo de luxo pela planta, ou seja, consumo desnecessário para sua manutenção e produção. SILVA (2008) obteve concentração de potássio entre 1,1 a 3,7 dag kg⁻¹ no capim tifton-85, cultivado em área receptora de diferentes cargas orgânicas provenientes da aplicação de chorume de resíduos sólidos urbanos. OLIVEIRA *et al.* (2000) obtiveram, no mesmo capim, aos 70 dias de cultivo em solo com a adição de adubos químicos, 1,28 dag kg⁻¹ de K. Diante dos resultados, pode-se considerar que os valores obtidos neste experimento encontram-se na faixa considerada adequada para as plantas e são semelhantes à maior parte dos reportados na literatura.

BRASIL *et al.* (2007a) e MATOS *et al.* (2009) obtiveram 0,80 e 0,46 dag kg⁻¹ de sódio nas folhas da taboa ao tratarem esgoto doméstico e águas residuárias da suinocultura, respectivamente, em SACs, sendo estes valores inferiores aos obtidos neste trabalho. Acredita-se que isso tenha ocorrido devido às maiores cargas de sódio aplicadas neste trabalho, quando comparadas às aplicadas nos outros dois. Além disso, a taboa parece ter capacidade de absorver mais sódio, na disponibilidade deste nutriente, quando comparado ao capim tifton-85. FONSECA (2007), no tratamento de efluentes domésticos em rampas de escoamento superficial, obteve concentrações de Na entre 0,28 e 0,34 dag kg⁻¹ em capim tifton-85, sendo estas 15 vezes superiores às obtidas neste trabalho. Apesar de SILVA (2008) ter obtido concentrações de sódio na matéria seca do capim tifton-85 da ordem de 0,25 dag kg⁻¹, os valores obtidos neste trabalho foram semelhantes aos obtidos por este mesmo autor no cultivo do referido capim com água de mananciais superficiais e adubação química. Valores semelhantes aos obtidos neste trabalho também foram encontrados por MATOS *et al.* (2008) e QUEIROZ *et al.* (2004) que ao trabalharem com águas residuárias de laticínios e da suinocultura obtiveram, respectivamente, 0,03 e 0,04 dag kg⁻¹ de sódio nas folhas do capim tifton-85.

As concentrações de cálcio, encontradas neste trabalho, nas folhas das plantas foram superiores às consideradas normais tanto para a taboa, tal como apresentado anteriormente, como para o capim tifton-85. OLIVEIRA *et al.* (2000), sob condição de pastagem, obtiveram concentrações de cálcio na matéria seca do capim tifton-85 entre 0,37 e 0,56 dag kg⁻¹. Ao avaliarem as características nutricionais do capim tifton-85 fertirrigado com águas residuárias da suinocultura e chorume de resíduos sólidos urbanos, QUEIROZ *et al.* (2004) e SILVA (2008) obtiveram 0,56 dag kg⁻¹ e até 0,78 dag kg⁻¹ de cálcio, concentrações inferiores às obtidas neste trabalho, que alcançaram 2,2 dag kg⁻¹ de cálcio, mesmo tendo sido os experimentos conduzidos sob mesmas condições climáticas (Viçosa-MG).

A taboa apresentou maiores concentrações de magnésio no tecido foliar que o capim tifton-85, resultados semelhantes aos obtidos em relação ao cálcio, porém em menor proporção, e inferiores aos valores considerados normais pela FAO (2006). No tecido vegetal do capim tifton-85, foram encontradas concentrações de cerca de duas vezes maiores que aquelas obtidas por SILVA (2008) e de quatro vezes às obtidas por QUEIROZ *et al.* (2004), que obtiveram, respectivamente, concentração de até 0,32 e 0,18 dag kg⁻¹ de magnésio.

Na Tabela 3.3 estão apresentados os valores médios de remoção de macronutrientes e sódio em dois cortes da parte aérea dos vegetais, em função da carga

de nutrientes aplicadas aos SACs, durante os 120 dias de monitoramento, enquanto na Tabela 3.4 estão apresentados os valores médios de extração de nutrientes e sódio, obtidos durante os 120 dias de monitoramento dos SACs.

TABELA 3.3. Valores percentuais médios (%) de remoção de nitrogênio (NTK), fósforo (P), potássio(K) e sódio (Na), obtidos tomando-se por base os cortes da parte aérea da taboa e do capim tifton-85, durante os 120 dias de operação dos SACs

Espécie vegetal	SACs	N	P	K	Na
		----- % -----			
Taboa	SAC ₂	0,74	0,83	2,79	1,67
	SAC ₄	0,38	0,58	1,67	0,75
	SAC ₆	0,15	0,22	0,65	0,27
	SAC ₈	0,11	0,20	0,59	0,23
Capim tifton-85	SAC ₃	3,39	12,71	8,08	0,11
	SAC ₅	1,94	6,38	4,45	0,09
	SAC ₇	1,15	4,45	2,75	0,05
	SAC ₉	0,86	3,00	1,91	0,02

Observa-se na Tabela 3.3 que o capim tifton-85 destacou-se em relação à taboa na remoção de nutrientes, exceto no que se refere ao sódio. Apesar de a taboa ter apresentado maior concentração de nutrientes e sódio no tecido foliar (exceto NTK e P), em razão do menor efeito diluição, a produtividade de biomassa foi o fator responsável pelas maiores porcentagens de remoção apresentadas pelo capim tifton-85. Os dados apresentados na Tabela 3.3 evidenciam a capacidade das plantas em remover nutrientes e sódio e que essa remoção torna-se mais evidente quando são aplicadas as menores cargas de nutrientes nos SACs, confirmando o que foi relatado por VYMAZAL (2007) e GOTTSCHALL *et al.* (2007), apesar de não ter sido verificada, neste trabalho, diferença estatística ($p < 0,05$) entre os tratamentos. Maiores eficiências na remoção de nutrientes pelas plantas foram observadas por LI *et al.* (2008), que obtiveram remoções de 7 e 17%, de N e P, respectivamente, em SACs cultivados com taboa e receptores de água eutrofizada, na qual a concentração de nutrientes era muito menor que a das águas residuárias utilizadas em outros experimentos. MATOS *et al.* (2009) verificaram que a taboa foi capaz de remover 4,5 e 2,3% do N e do P, enquanto o capim tifton-85 absorveu 5,3 e 3,2% N e do P aportados aos SACs utilizados no tratamento da ARS. Comparando-se os resultados obtidos por esse autor com os obtidos neste trabalho, considerando-se cargas semelhantes de nutrientes no sistema, verifica-se que foram obtidas extrações semelhantes de P pelo capim tifton-85 no SAC₉ e pouco inferior à

obtida na extração de NTK, no SAC₃. Comparando-se os resultados obtidos no SAC₈, cultivado com taboa, nota-se que os valores obtidos neste trabalho foram muito inferiores aos obtidos por MATOS *et al.* (2009), da mesma forma como observado em relação à extração de nitrogênio pela taboa cultivada no SAC₂. Esses resultados podem ser justificados pela não adaptação da taboa às condições de seu cultivo nos SACs.

Outro fator a ser considerado em relação ao desempenho da espécie vegetal cultivada nos SACs, além de sua adaptação ao meio é a produtividade de biomassa, principal responsável pela extração de nutrientes dos sistemas, quando são feitos cortes da parte aérea. MATOS *et al.* (2008) verificaram resposta positiva do capim tifton-85, em termos de produtividade de matéria seca, com o aumento da carga orgânica aplicada aos SACs, diferentemente do que ocorreu com o capim elefante e, como a produtividade de matéria seca influencia diretamente a capacidade extratora das plantas, os autores indicaram o capim tifton-85 como mais eficiente na remoção de nutrientes de águas residuárias tratadas em SACs. LEE *et al.* (2004) observaram pequena taxa de crescimento do aguapé cultivado em SACs utilizados no tratamento da ARS e atribuíram à pequena produção de biomassa vegetal ao fato de ser baixa a eficiência da planta na remoção de nutrientes da água residuária, já que foram absorvidos 2% do nitrogênio ($0,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$) e de 0,1 a 1,2% do fósforo aportado ao sistema.

FIA *et al.* (2008), utilizando a taboa no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro, ricas em potássio e compostos fenólicos, em SACs, observaram dificuldade no estabelecimento desta espécie vegetal e obtiveram reduzida porcentagem de remoção de N e P da água residuária, em SACs. Sem nenhum pré-tratamento da água residuária, os autores verificaram que a taboa foi capaz de extrair apenas 0,37 e 0,97%, respectivamente, do N ($23,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$) e do P ($1,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$) aportados ao sistema. Os autores constataram que a baixa eficiência na remoção desses nutrientes não foi causada pela deficiência nutricional das plantas, pois as concentrações encontradas na matéria seca foram consideradas normais, mas sim pela reduzida produtividade de biomassa vegetal.

TABELA 3.4. Valores médios de remoção (kg ha^{-1}) de nitrogênio (NTK), fósforo (P), potássio (K) e sódio (Na) pelas plantas, obtidos a partir dos dois cortes realizados durante os 120 dias de monitoramento dos SACs

Espécie vegetal	SACs	NTK	P	K	Na
		kg ha ⁻¹			
Taboa	SAC ₂	102,7a	6,5a	75,8a	32,0a
	SAC ₄	105,4a	9,0a	90,6a	28,6a
	SAC ₆	59,8a	4,8a	50,0a	14,5a
	SAC ₈	49,1a	4,9a	50,8a	13,9a
Capim tifton-85	SAC ₃	466,6b	97,4b	216,6b	2,1b
	SAC ₅	540,2b	99,0b	241,4b	3,6b
	SAC ₇	449,8b	97,2b	210,7b	2,5b
	SAC ₉	442,5b	86,3b	192,7b	1,5b

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

Na Figura 3.8 estão apresentados, na forma de gráficos, os valores de remoção dos macronutrientes e sódio em função da carga orgânica adicionadas aos SACs.

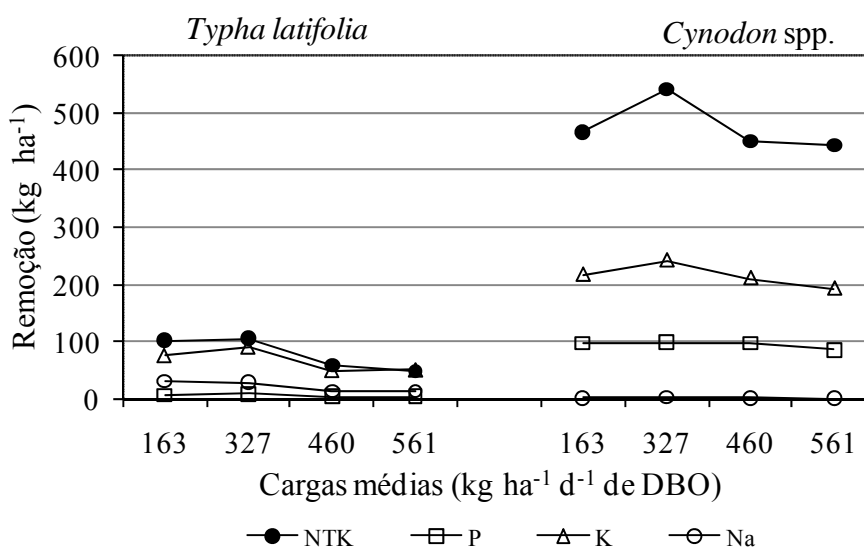


Figura 3.8. Valores médios de remoção (kg ha^{-1}) de nitrogênio (NTK), fósforo (P), potássio (K) e sódio (Na), obtidos em dois cortes nas plantas, realizados em 120 dias de operação dos SACs, em função das cargas orgânicas aplicadas.

As extrações de nitrogênio obtidas, neste trabalho, pelo capim tifton-85 foram próximas aos 552 kg ha^{-1} obtidos por QUEIROZ (2000) em seu experimento conduzido em solo fertirrigado com ARS, com carga aplicada de $175 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de N, em quatro meses de monitoramento do sistema. No entanto, as extrações de fósforo foram superiores aos 61 kg ha^{-1} , obtidas pelo mesmo autor, ao aplicar uma carga de fósforo superior às aplicadas neste trabalho ($91 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$). MATOS *et al.* (2009) obtiveram

remoções médias, durante 110 dias de monitoramento, de 681 e 107 kg ha⁻¹ de N e P, por meio de cortes efetuados em capim tifton-85 cultivado em SACs utilizados no tratamento de ARS, resultados semelhantes aos obtidos neste trabalho. Com o corte da taboa, os mesmos autores obtiveram 533 e 88 kg ha⁻¹ de N e P. MATOS *et al.* (2009) concluíram que o capim tifton-85 foi muito mais eficiente na remoção de nitrogênio e fósforo que a taboa.

BRASIL *et al.* (2007a) e MATOS *et al.* (2009) verificaram, respectivamente, que a taboa foi responsável pela retirada de apenas 4,90 e 12,7% do K (650 kg ha⁻¹) aportado aos SACs. Em relação ao sódio, as porcentagens extraídas foram menores, sendo de 0,74 e 4,9% (85 kg ha⁻¹). Em relação ao capim tifton-85, MATOS *et al.* (2009) obtiveram remoção de 11,7% do K (591 kg ha⁻¹) e 0,7% do Na (8 kg ha⁻¹), em 120 dias de avaliação dos SACs utilizados no tratamento da ARS.

As extrações de K e Na obtidas neste trabalho também foram inferiores às obtidas por QUEIROZ *et al.*, (2004), que obteve extração de 591 kg ha⁻¹ de K e 6,6 kg ha⁻¹ de Na em solo fertirrigado com ARS, aplicada numa carga de 91 e 15 kg ha⁻¹ d⁻¹ de K e Na, respectivamente, em 4 meses de aplicação.

Semelhante ao que foi observado neste trabalho, os dados apresentados por MATOS *et al.* (2009) evidenciam reduzida capacidade de extração de sódio pelo capim tifton-85, quando comparado com a taboa. A menor capacidade de absorção deste elemento químico também foi observada por MATOS *et al.* (2008) e QUEIROZ *et al.* (2004). Este fato pode ter favorecido o estabelecimento e manutenção do capim tifton-85 nos SACs, uma vez que a taboa, por ser uma planta acumuladora de Na, apresentou sinais de intoxicação que podem estar associados à presença, em excesso, deste cátion em seus tecidos.

A carga de potássio aplicada neste trabalho variou entre 22 kg ha⁻¹ d⁻¹ (SAC₂ e SAC₃) a 81 kg ha⁻¹ d⁻¹ (SAC₉) e a de sódio de 15 kg ha⁻¹ d⁻¹ (SAC₂ e SAC₃) a 57 kg ha⁻¹ d⁻¹ (SAC₉). MATOS *et al.* (2009) aplicaram 36 kg ha⁻¹ d⁻¹ de potássio e 11 kg ha⁻¹ d⁻¹ de sódio, em SACs de tratamento da ARS e afirmaram que as menores cargas desses metais alcalinos pode ter sido a razão do bom desenvolvimento das plantas de taboa, ao contrário do que ocorreu neste experimento.

3.4.3. Desempenho das espécies cultivadas nos SACs: remoção de micronutrientes

Os dados médios da avaliação da concentração dos micronutrientes Cu e Zn na parte aérea das espécies avaliadas, obtidos nos dois cortes realizados durante a condução do experimento, estão apresentados na Tabela 3.5.

TABELA 3.5. Concentrações médias de cobre (Cu) e zinco (Zn) na matéria seca foliar da taboa (SAC₂, SAC₄, SAC₆ e SAC₈) e do capim tifton-85 (SAC₃, SAC₅, SAC₇ e SAC₉), obtidas nos dois cortes realizados da parte aérea dos vegetais, durante a condução do experimento

Nutrientes	Taboa				Capim tifton-85			
	SAC ₂	SAC ₄	SAC ₆	SAC ₈	SAC ₃	SAC ₅	SAC ₇	SAC ₉
	----- mg kg ⁻¹ -----							
Cu	46,9	31,3	62,5	28,1	75,0	172,9	39,6	164,6
Zn	707,5	250,0	382,5	516,9	210,6	294,2	120,2	314,2

Verifica-se que, na matéria seca do tecido foliar do capim tifton-85, foram encontrados maiores concentrações de cobre, quando comparados aos resultados obtidos quando foram aplicadas as mesmas cargas orgânicas aos SACs cultivados com taboa (Figura 3.9), sendo o inverso observado em relação ao zinco.

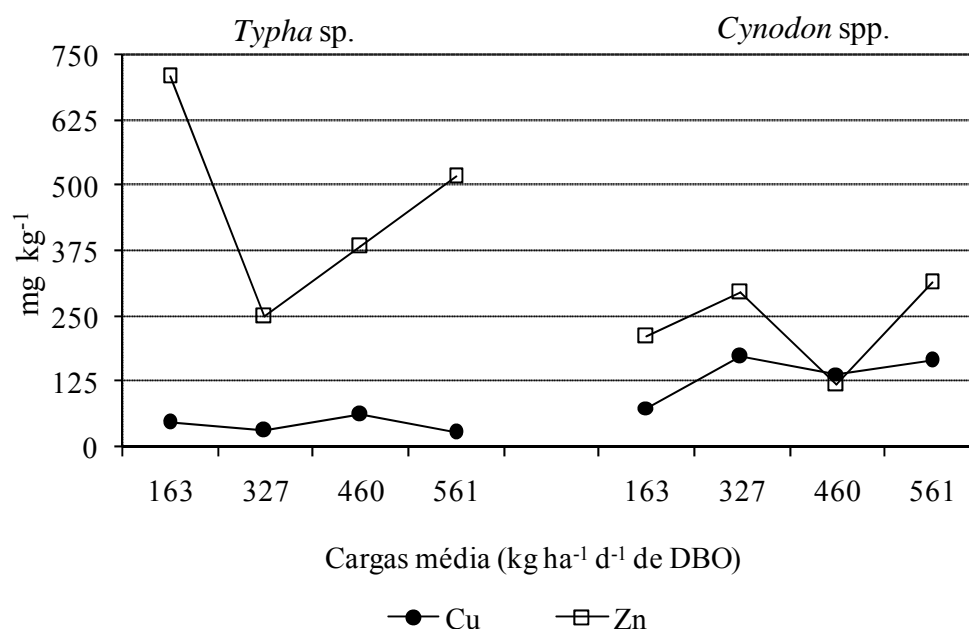


Figura 3.9. Concentração média de cobre (Cu) e zinco (Zn) na matéria seca da taboa e do capim tifton-85, obtida nos dois cortes, evidenciando o efeito da carga orgânica aplicada sobre a concentração de micronutrientes.

Observa-se na Figura 3.9 que não houve tendência de aumento nas concentrações de Zn tanto na taboa como no capim tifton-85 e de Cu no capim tifton-85 com o aumento das cargas aplicadas orgânicas. A concentração foliar de Cu na taboa manteve-se relativamente constante com aumento da carga orgânica aplicada.

SASMAZ *et al.* (2008), ao avaliarem plantas de taboa que se desenvolveram em sistemas alagados naturais que recebiam esgotos domésticos, na Turquia, obtiveram concentrações foliares de 30 e 215 mg kg⁻¹ de Cu e Zn. As concentrações de Cu encontradas na parte aérea das plantas, neste trabalho, ficaram próximas, porém ainda superiores, enquanto as de Zn foram de uma a três vezes superiores às obtidas na Turquia. Os autores relataram, ainda, que o Cu e o Zn, apesar de serem micronutrientes essenciais às plantas, podem ser extremamente tóxicos a elas, quando presente em concentrações relativamente altas. Normalmente as concentrações de Zn não excedem 100 mg kg⁻¹ em plantas cultivadas em ambientes naturais não poluídos. KABATA-PENDIAS & PENDIAS (2001) reportaram que a concentração de Cu no tecido foliar de várias espécies vegetais coletadas em regiões não poluídas de diferentes países variou entre 2,1 e 8,4 mg kg⁻¹. SASMAZ *et al.* (2008) concluíram que a taboa não foi eficiente na translocação de metais das raízes para a parte aérea, o que reduziu sua capacidade de extrair metais de ambientes poluídos, no entanto possui grande tolerância a elevadas concentrações de Cu e Zn no meio de seu cultivo.

Na Tabela 3.6 estão apresentados os percentuais médios de remoção de micronutrientes obtidos a partir dos dois cortes da parte aérea dos vegetais, em função da carga de nutrientes aplicadas aos SACs e, na Tabela 3.7, estão apresentados os valores médios de extração dos micronutrientes, obtidos durante os 120 dias de monitoramento dos SACs.

TABELA 3.6. Valores percentuais médios (%) de remoção de cobre (Cu) e zinco (Zn), obtidos com o corte da parte aérea da taboa e do capim tifton-85, durante os 120 dias de monitoramento dos SACs

Nutrientes	Taboa				capim tifton-85			
	SAC ₂	SAC ₄	SAC ₆	SAC ₈	SAC ₃	SAC ₅	SAC ₇	SAC ₉
	----- % -----							
Cu	7,0	2,5	1,9	0,6	35,4	49,2	22,6	19,1
Zn	13,3	2,5	1,5	1,4	12,5	10,5	2,4	4,6

O capim tifton-85 apresentou maior capacidade de remoção de Cu, variando entre 5 e 30 vezes a remoção proporcionada pela taboa, sendo provavelmente, pela maior quantidade de biomassa produzida. Quanto ao Zn, somente no SAC₂, cultivado

com taboa e que recebeu a menor taxa de carga orgânica, foi obtida maior remoção que nos SACs cultivados com capim tifton-85. No entanto, não se verificou diferença estatística ($p < 0,05$), quanto à remoção de micronutrientes, nem entre as espécies cultivadas nem mesmo entre os tratamentos aplicados.

TABELA 3.7. Valores médios de remoção (kg ha^{-1}) de cobre (Cu) e zinco (Zn) obtidos em dois cortes realizados nas plantas, em 120 dias de operação dos SACs

Nutrientes	Taboa				Capim tifton-85			
	SAC ₂	SAC ₄	SAC ₆	SAC ₈	SAC ₃	SAC ₅	SAC ₇	SAC ₉
	----- kg ha^{-1} -----							
Cu	0,16a	0,11a	0,12a	0,04a	0,77a	2,17a	1,40a	1,56a
Zn	2,34a	0,88a	0,73a	0,78a	2,16a	3,68a	1,21a	2,97a

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

Na Figura 3.10 estão apresentados, na forma de gráficos, os valores de remoção dos micronutrientes em função da carga orgânica adicionada aos SACs.

LIM *et al.* (2001), em experimentos com SACs cultivados com taboa e não cultivados, verificaram que menos de 1% do cobre aplicado nos SACs foram extraídos pela taboa. MATOS *et al.* (2009) verificaram que a taboa e o capim tifton-85 foram responsáveis pela remoção média de 0,04 (0,22 kg ha^{-1}) e 0,05% (0,20 kg ha^{-1}) do Cu, e 0,7% (1,88 kg ha^{-1}) e 3,2% (5,29 kg ha^{-1}) do Zn adicionados aos SACs utilizados no tratamento da ARS, no intervalo de 120 dias entre os cortes realizados nos vegetais. As maiores taxas de remoção obtidas por MATOS *et al.* (2009) podem ter sido proporcionadas pelo maior aporte destes micronutrientes aos sistemas, da ordem de três a dez vezes ao que foi aplicado neste trabalho. Exceção deve ser feita no que se refere à remoção de Cu pelo capim tifton-85, que neste trabalho foi superior.

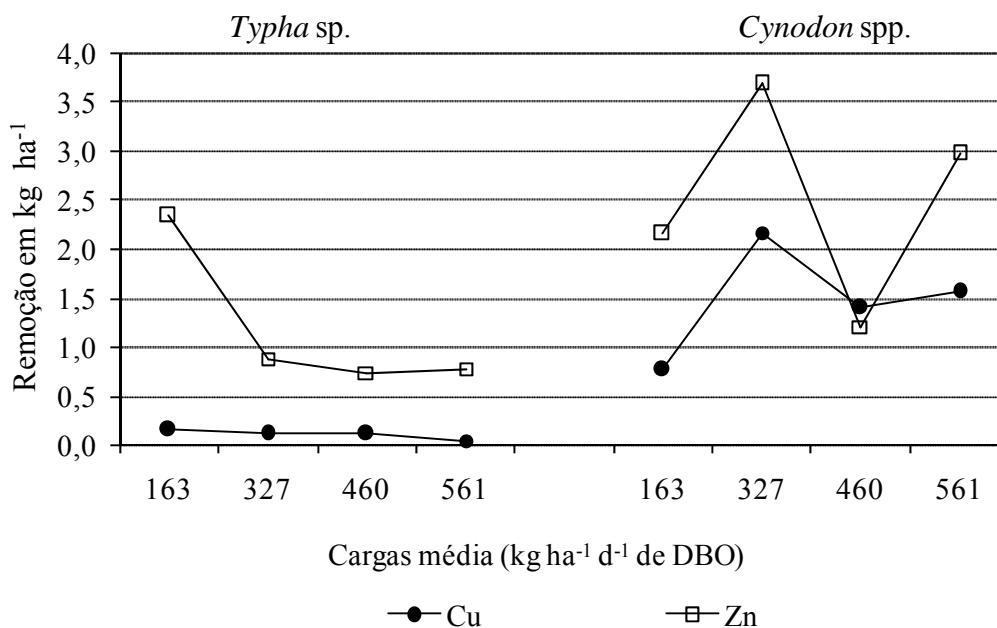


Figura 3.10. Valores médios de remoção (kg ha^{-1}) de cobre (Cu) e zinco (Zn), obtidos em dois cortes nas plantas, realizados em 120 dias de operação dos SACs, em função das cargas orgânicas aplicadas.

QUEIROZ *et al.* (2004) também aplicaram, durante quatro meses, maiores cargas de Cu ($1,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$) e Zn ($14,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$) em capim tifton-85 por meio de fertirrigação com ARS e, ainda assim, as taxas de recuperação, por meio do corte da parte aérea do capim tifton-85, foram pequenas, sendo de $0,18 \text{ kg ha}^{-1}$ de Cu (0,13%) e $1,5 \text{ kg ha}^{-1}$ de Zn (0,08%), provavelmente pela complexação destes elementos pela matéria orgânica ou adsorção na matriz do solo. SILVA (2008) não detectou concentrações de Cu e Zn na matéria seca do capim tifton-85 ao fertirrigá-lo com chorume de resíduos sólidos urbanos contendo concentrações de até $16,3$ e $8,3 \text{ mg L}^{-1}$ de Cu e Zn.

Neste trabalho, verificou-se que o capim tifton-85 apresentou maior desenvolvimento vegetativo que a taboa, produzindo maior biomassa e, conseqüentemente, maior capacidade de remover macro e micronutrientes.

3.5. CONCLUSÕES

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

- a taboa não se adaptou às condições de exposição a altas cargas orgânicas e de nutrientes, não apresentando bom desempenho agrônômico em termos de produtividade e extração de nutrientes, quando cultivada em SACs de tratamento de águas residuárias da suinocultura, nas faixas avaliadas de TCO_A ;
- a produtividade média de matéria seca obtida em cada SAC em ambos os cortes da taboa variou entre 0,75 e 1,76 Mg ha^{-1} e do capim tifton-85 de 4,73 a 6,26 Mg ha^{-1} , após 60 dias de cultivo dessas espécies vegetais;
- a maior produtividade de matéria seca da taboa (1,76 Mg ha^{-1}) e do capim tifton-85 (6,26 Mg ha^{-1}) ocorreu quando a aplicação da carga orgânica média foi de 327 $\text{kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO;
- o capim tifton-85 foi a espécie vegetal que apresentou maior capacidade extratora de nutrientes, chegando a extrair entre 443 e 540, 86 e 99, 193 e 241, 0,77 e 2,17, e 1,21 e 3,68 kg ha^{-1} de NTK, P, K, Cu e Zn, respectivamente, durante 120 dias de cultivo das plantas nos SACs;
- a taboa apresentou maior capacidade de absorção de sódio que o capim tifton-85.

3.6. REFERÊNCIAS

ABRAHÃO, S.S. *Tratamento de água residuária de laticínios em sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras*. Viçosa: UFV, 2006. 110f. Dissertação de Mestrado.

BARROS, A.L. *Morfo-anatomia e teor de nutrientes em três espécies vegetais e cultivadas em sistemas "wetland construído"*. Viçosa: UFV, 2005.70f. Dissertação de Mestrado.

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

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; FIA, R.; LIMA, N. C. Desempenho agrônômico de vegetais cultivados em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. *Engenharia na Agricultura*, v.15, n.3, p.307-315, 2007b.

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

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

BRIX, H.; SCHIERUP, H. The use of aquatic macrophytes in water-pollution control. *Ambio*, v.18, n.2, p.100-107, 1989.

CAMPOS, J.C.; FERREIRA, J.A.; MANNARINO, C.F.; SILVA, H.R.; BORBA, S.M.P. Tratamento do chorume do aterro sanitário de Pirai (RJ) utilizando wetland. In: SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 6, 2002. *Anais...* Vitória:ABES, 2002. CD-ROM.

CHAGAS, R.C. *Utilização de lírio amarelo (Hemerocallis flava) em sistemas alagados construídos para tratamento de esgoto doméstico*. Viçosa: UFV, 2008. 66f. Dissertação de Mestrado.

CLARKE, E.; BALDWIN, A.H. Responses of wetland plants to ammonia and water level. *Ecological Engineering*, v.18, p.257-264, 2002.

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

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. *Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes*. Brasília, 1999. 370p.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. *Handbook of Utilization Aquatic Plants*. Acesso em: 03 Dez. 2007. Disponível em: <<http://www.fao.org/DOCREP/003/X6862E/X6862E03.htm>>.

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

FIA, R. MATOS, A.T.; FERREIRA, P.A.; TEODORO, P.E.P.; SCHUERY, F.C.; LUIZ, F.A.R. Desempenho agrônômico da *Typha* sp. e *Alternanthera philoxeroides* Mart. utilizadas no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro em sistema alagado construído. *Engenharia na Agricultura*, v.16, n.4, 436-448, 2008.

FIA, R.; MATOS, A.T.; MATOS, M.P.; LAMBERT, T.F.; ABREU, E.C.; FIA, F.R.L. Desempenho agrônômico de forrageiras cultivadas em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de águas residuárias do processamento dos frutos do cafeeiro. In: SIMPÓSIO DE PESQUISA DOS CAFÉS DO BRASIL, 6, 2009. *Anais...* Vitória: Embrapa/Consórcio Pesquisa Café, 2009. CD-ROM.

FONSECA, S.P.P. *Avaliação de uma estação de tratamento de esgoto doméstico por escoamento superficial*. Viçosa: UFV, 2007. 125f.

GERSBERG, R.M.; ELKINS, B.V.; LYON, S.R.; GOLDMAN, C.R. Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. *Water Research*, v.20, n.3, p.363-368, 1986.

GOMIDE, J.A. Fisiologia do crescimento livre de plantas forrageiras. In: PEIXOTO, A.M.; MOURA, J.C.; FARIA, V.P. (Eds). *Pastagens: Fundamentos da exploração racional*. 2.ed. Piracicaba: Fundação de Estudos Agrários Luiz de Queiroz, 1994. p.1-4.

GOTTSCHALL, N.; CROLLA, B.A.; KINSLEY, C.; CHAMPAGNE, P. The role of plants in the removal of nutrients at a constructed wetland treating agricultural (dairy) wastewater, Ontario, Canada. *Ecological Engineering*, v.29, p.154-163, 2007.

GUNTENSPERGEN, G.R.; STEARNS, F.; KADLEC, J.A. Wetland vegetation. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON CONSTRUCTED WETLANDS FOR WASTEWATER TREATMENT, 1st, 1988. *Proceedings...* Chattanooga, 1988, v.1, n.5, p.73-88.

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

HUSSAR, G.J. *Avaliação do desempenho de leitões cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura*. Campinas: FEAGRI-UNICAMP, 2001. 118f. Dissertação de Mestrado.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. *Trace elements in soils and plants*. 3rd.ed. Florida: CRC Press, 2001. 413p.

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

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

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.

LI, L.; LI, Y.; BISWAS, D.K.; NIAN, Y.; JIANG, G. Potential of constructed wetlands in treating the eutrophic water: Evidence from Taihu Lake of China. *Bioresource Technology*, v.99, p.1656-1663, 2008.

LIM, P.E.; WONG, T.F.; LIM, D.V. Oxygen demand, nitrogen and copper removal by free-water-surface and subsurface-flow constructed wetlands under tropical conditions. *Environment International*, v.26, n.5-6, p.425-431, 2001.

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

LOURES, A.P.S.; SOARES, A.A.; MATOS, A.T.; CECON, P.R.; PEREIRA, O.G. Remoção de fósforo em sistema de tratamento de esgoto doméstico, por escoamento superficial. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.10, n.3, p.706-714, 2006.

MALAVOLTA, E. *Manual de nutrição mineral de plantas*. São Paulo: Agronômica Ceres, 2006. 631p.

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

MATOS, A.T.; ABRAHÃO, S.S.; PEREIRA, O.G. Desempenho agrônômico de capim tifton 85 (*Cynodon* spp.) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. *Revista Ambiente e Água*, v.3, n.1, p.43-53, 2008.

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

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

MEIRA, C.M.B.S.; CEBALLOS, B.S.O.; KÖNIG, A.; OLIVEIRA, R. Performance of horizontal subsurface flow constructed wetlands vegetated with rice treating a sewage polluted surface water. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS, 6TH, AND INTERNATIONAL CONFERENCE ON

WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 9th, 2004. *Proceedings...* Avignon, France: IWA/Astee, 2004. CD-ROM.

NOGUEIRA, S.F. Balanço de nutrientes e avaliação de parâmetros biogeoquímicos em áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto. Piracicaba: CENA, 2003. 137f.

OLIVEIRA, M.A.; BARRETO, A.J.; ROQUETE-PINTO, C.L.; PEREIRA, R.G. Utilization of aquatic biomass to energy production. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLANDS SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 6, 1998. *Proceedings...* Águas de São Pedro: UNESP, IWA. p.152.

OLIVEIRA, M.A.; PEREIRA, O.G.; GARCIA, R.; OBEID, J.A.; CECON, P.R.; MORAES, S.A.; SILVEIRA, P.R. Rendimento e valor nutritivo do capim-tifton 85 (*Cynodon spp.*) em diferentes idades de rebrota. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v.29, n.6, p.1949-1960, 2000. Suplemento 1.

PEARSON, K.E. *Salinity, sodicity and flooding tolerance of selected plant species of the northern Cheyenne reservation*. College of Agriculture/Montana State University. Acesso: em 15 Abr. 2007. Disponível em: <http://waterquality.montana.edu/docs/methane/cheyenne_highlight.shtml>

QUIROZ, F.M. Avaliação de gramíneas forrageiras para tratamento de águas residuárias da suinocultura. Viçosa: UFV, 2000. 91f. Dissertação de Mestrado.

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

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

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

SILVA, D.F. *Efeito da aplicação de percolado de resíduos sólidos urbano em solo cultivado com capim-tifton 85*. Viçosa: UFV, 2008. 148f. Tese de Doutorado.

SOHSALAM, P.; SIRIANUNTAPIBOON, S. Feasibility of using constructed wetland treatment for molasses wastewater treatment. *Bioresource Technology*, v.99, n.13, p.5610-5616, 2008.

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

VALENTIM, M.A.A. Desempenho de leitos cultivados (“*construted wetland*”) para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação. Campinas: FEAGRI/UNICAMP, 2003. 210f. Tese de Doutorado.

VICZNEVSKI, I.S.; SILVA, C.G. Tratamento biológico de esgoto com zona de raízes – Experiência da Prefeitura Municipal de Joinville. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22, 2003. *Anais...* Joinville: ABES/AIDIS, 2003, CD-ROM.

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. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, v.380, p.48-65, 2007.

CONCLUSÕES GERAIS

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

- as maiores taxas de carga orgânica superficial aplicadas aos sistemas proporcionaram decréscimo significativo ($p < 0,05$) na eficiência de remoção de DQO em todos os SACs avaliados;
- as menores taxas de carga orgânica superficial aplicadas aos SACs proporcionaram a geração de efluentes com menor concentração de matéria orgânica;
- as maiores taxas de carga superficial de nutrientes e, conseqüentemente, menores TDHs nos SACs influenciaram significativamente ($p < 0,05$) a eficiência de remoção de NTK e P, em todos os sistemas avaliados;
- o cultivo nos SACs e nem mesmo o tipo de espécie cultivada influenciou a remoção de DBO da ARS;
- o cultivo do capim tifton-85 e da taboa nos SAC₂ e SAC₃ não influenciou ($p < 0,05$) a remoção de macro e micronutrientes quando os valores obtidos são comparados aos obtidos no SAC₁, não cultivado;
- verificou-se diferença estatística ($p < 0,05$) entre as diferentes taxas de carga orgânica aplicadas aos SACs quanto à remoção de matéria orgânica nas forma de SST e DQO, sendo que as eficiências médias de remoção de SST, DBO e DQO variaram entre 84 e 90%, 75 e 88% e 67 e 82%, respectivamente;
- verificou-se diferença estatística ($p < 0,05$) entre as diferentes cargas de nutrientes aplicadas aos SACs no que se refere à remoção de NTK, P e K, sendo que as eficiências médias de remoção variaram entre 26 e 40%, 65 e 78%, 15 e 27%;
- as eficiências médias de remoção de Na, Cu e Zn variaram entre 2 e 24%, 91 e 97% e 51 e 100%, respectivamente, não sendo verificada diferença significativa das diferentes TCO_A e espécies cultivadas nos SACs;
- os SACs não proporcionaram condições para a ocorrência de nitrificação no meio;
- a taboa não se adaptou às condições de exposição a altas cargas orgânicas e de nutrientes, não apresentando bom desempenho agrônômico em termos de produtividade e extração de nutrientes, quando cultivada em SACs de tratamento de águas residuárias da suinocultura, nas faixas avaliadas de TCO_A;
- a produtividade média de matéria seca obtida em cada SAC em ambos os cortes da taboa variou entre 0,75 e 1,76 Mg ha⁻¹ e do capim tifton-85 de 4,73 a 6,26 Mg ha⁻¹, após 60 dias de cultivo dessas espécies vegetais;

- a maior produtividade de matéria seca da taboa ($1,76 \text{ Mg ha}^{-1}$) e do capim tifton-85 ($6,26 \text{ Mg ha}^{-1}$) ocorreu quando a aplicação da carga orgânica média foi de $327 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO;
- o capim tifton-85 foi a espécie vegetal que apresentou maior capacidade extratora de nutrientes, chegando a extrair entre 443 e 540, 86 e 99, 193 e 241, 0,77 e 2,17, e 1,21 e $3,68 \text{ kg ha}^{-1}$ de NTK, P, K, Cu e Zn, respectivamente, durante 120 dias de cultivo das plantas nos SACs;
- a taboa apresentou maior capacidade de absorção de sódio que o capim tifton-85;
- houve correlação entre as taxas de carregamento orgânico (TCO) aplicadas aos SACs e o coeficiente de degradação da matéria orgânica (k) obtido pelo ajuste da equação de primeira ordem, obtendo-se as equações $k = 0,0567 + 0,00085 \times \text{TCO}_{\text{DQO}}$ e $k = -0,486 + 0,0094 \times \text{TCO}_{\text{DBO}} - 0,00001 \times \text{TCO}_{\text{DBO}}^2$, para as taxas de carregamento orgânico na forma de DQO e DBO em $\text{kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$; respectivamente;
- o modelo de primeira ordem e o proposto por LABER *et al.* (1999) e COOPER (1999) não se ajustaram bem aos dados obtidos neste trabalho, enquanto os modelos propostos por BRASIL *et al.* (2007) e KADLEC & WALLACE (2008) tiveram bom ajuste e descreveram adequadamente a cinética de remoção da matéria orgânica (DBO e DQO) e nutrientes (NTK e P) nos sistemas avaliados, apresentando, geralmente, R^2 superior a 90%.

APÊNDICE A

Tabela 1A. Resumo da análise de variância das variáveis operacionais (vazão, TDH e TCO_A) para os diferentes tratamentos aplicados (SAC₂ a SAC₉)

FV	GL	QM		
		Vazão	TDH	TCO _A
Bloco	93	0,000081*	0,89068*	510468,667*
Espécie	1	0,001662*	4,63684 ^{ns}	12195,042 ^{ns}
Tratamento	3	0,092099*	2701,9034*	712607,67*
Espécie X Tratamento	3	0,001627*	9,48719 ^{ns}	12719,82 ^{ns}
Resíduo	651	0,000046	0,59762	11652,09
CV (%)		13,98	12,08	28,57

* significativo a 5% de probabilidade pelo teste F;

^{ns} não significativo.

Tabela 2A. Resumo da análise de variância das variáveis monitoradas (pH, CE e potencial redox) para os diferentes tratamentos aplicados (SAC₂ a SAC₉)

FV	GL	QM		
		pH	CE	Redox
Bloco	11	0,15177*	3,31985*	35414,59*
Espécie	1	0,01760 ^{ns}	0,04084 ^{ns}	372,0938 ^{ns}
Tratamento	3	0,04910*	0,69950*	9937,955*
Espécie X Tratamento	3	0,00358 ^{ns}	0,06004 ^{ns}	4347,344 ^{ns}
Resíduo	77	0,00602	0,03037	1909,219
CV (%)		0,99	4,54	-120,12

* significativo a 5% de probabilidade pelo teste F;

^{ns} não significativo.

Tabela 3A. Resumo da análise de variância das variáveis monitoradas (pH, CE e potencial redox) nos SAC₁ (não vegetado), SAC₂ (taboa) e SAC₃ (tifton-85), submetidos à mesma taxa de carregamento orgânico

FV	GL	QM		
		pH	CE	Redox
Bloco	11	0,03002	1,41008*	16046,45*
Tratamento (espécie)	2	0,02666	0,07604*	8466,361*
Resíduo	22	0,00223	0,00944	862,5732
CV (%)	35	0,60	2,72	-2578,79

* significativo a 5% de probabilidade pelo teste F.

Tabela 4A. Resumo da análise de variância das eficiências de remoção das variáveis monitoradas (SST, DBO e DQO) para os diferentes tratamentos aplicados (SAC₂ a SAC₉)

FV	GL	QM		
		SST	DBO	DQO
Bloco	11	1166,45*	2216,61*	2548,632*
Espécie	1	4,3265 ^{ns}	299,1675 ^{ns}	58,3440 ^{ns}
Tratamento	3	82,7677*	143,0467 ^{ns}	568,8953*
Espécie X Tratamento	3	34,4370 ^{ns}	144,2650 ^{ns}	45,3906 ^{ns}
Resíduo	77	29,3988	77,0512	25,8249
CV (%)		6,19	10,77	7,00

* significativo a 5% de probabilidade pelo teste F;

^{ns} não significativo.

Tabela 5A. Resumo da análise de variância das eficiências de remoção das variáveis monitoradas (SST, DBO e DQO) nos SAC₁ (não vegetado), SAC₂ (taboa) e SAC₃ (tifton-85), submetidos à mesma taxa de carregamento orgânico

FV	GL	QM		
		SST	DBO	DQO
Bloco	11	628,8615*	730,0152*	511,3994*
Tratamento (espécie)	2	116,9936 ^{ns}	80,25152 ^{ns}	44,14960*
Resíduo	22	40,02476	38,38972	8,175051
CV (%)		7,31	7,26	3,56

* significativo a 5% de probabilidade pelo teste F;

^{ns} não significativo.

Tabela 6A. Resumo da análise de variância das eficiências de remoção das variáveis monitoradas (NTK e P) para os diferentes tratamentos aplicados (SAC₂ a SAC₉)

FV	GL	QM	
		NTK	P
Bloco	11	800,0595*	2319,2324*
Espécie	1	2,1038 ^{ns}	12,7823 ^{ns}
Tratamento	3	772,7258*	482,9478*
Espécie X Tratamento	3	119,7698*	4,4407 ^{ns}
Resíduo	77	39,3884	34,2523
CV (%)		17,78	8,76

* significativo a 5% de probabilidade pelo teste F;

^{ns} não significativo.

Tabela 7A. Resumo da análise de variância das eficiências de remoção das variáveis monitoradas (NTK e P) nos SAC₁ (não vegetado), SAC₂ (taboa) e SAC₃ (tifton-85), submetidos à mesma taxa de carregamento orgânico

FV	GL	QM	
		NTK	P
Bloco	11	360,9005*	639,0773*
Tratamento (espécie)	2	24,57441 ^{ns}	19,94245 ^{ns}
Resíduo	22	15,53187	26,17783
CV (%)		9,16	7,00

* significativo a 5% de probabilidade pelo teste F;

^{ns} não significativo.

Tabela 8A. Resumo da análise de variância da eficiência de remoção de N-NH₄⁺ para os diferentes tratamentos aplicados (SAC₂ a SAC₉)

FV	GL	QM
		NH ₄ ⁺
Bloco	10	819,2503*
Espécie	1	173,4604 ^{ns}
Tratamento	3	1371,1408*
Espécie X Tratamento	3	21,7712 ^{ns}
Resíduo	70	145,1252
CV (%)		46,38

* significativo a 5% de probabilidade pelo teste F;

^{ns} não significativo.

Tabela 9A. Resumo da análise de variância das eficiências de remoção de N-NH₄⁺ nos SAC₁ (não vegetado), SAC₂ (taboa) e SAC₃ (tifton-85), submetidos à mesma taxa de carregamento orgânico

FV	GL	QM
		NH ₄ ⁺
Bloco	10	895,3096*
Tratamento (espécie)	2	218,9903 ^{ns}
Resíduo	20	205,5483
CV (%)		38,04

* significativo a 5% de probabilidade pelo teste F;

^{ns} não significativo.

Tabela 10A. Resumo da análise de variância das eficiências de remoção das variáveis monitoradas (K e Na) para os diferentes tratamentos aplicados (SAC₂ a SAC₉)

FV	GL	QM	
		K	Na
Bloco	9	1294,7315*	2741,94*
Espécie	1	2,8238 ^{ns}	11,1826 ^{ns}
Tratamento	3	547,4807*	107,6106 ^{ns}
Espécie X Tratamento	3	100,5722 ^{ns}	72,4648 ^{ns}
Resíduo	63	104,5929	80,3477
CV (%)		45,41	42,34

* significativo a 5% de probabilidade pelo teste F;

^{ns} não significativo.

Tabela 11A. Resumo da análise de variância das eficiências de remoção das variáveis monitoradas (K e Na) nos SAC₁ (não vegetado), SAC₂ (taboa) e SAC₃ (tifton-85), submetidos à mesma taxa de carregamento orgânico

FV	GL	QM	
		K	Na
Bloco	9	699,4416*	812,4158*
Tratamento (espécie)	2	0,764253 ^{ns}	164,6553 ^{ns}
Resíduo	18	68,58714	96,38320
CV (%)		30,49	48,73

* significativo a 5% de probabilidade pelo teste F;

^{ns} não significativo.

Tabela 12A. Resumo da análise de variância das eficiências de remoção das variáveis monitoradas (Cu e Zn) para os diferentes tratamentos aplicados (SAC₂ a SAC₉)

FV	GL	QM	
		Cu	Zn
Bloco	6	1155,089*	8178,842*
Espécie	1	33,41932 ^{ns}	624,4251 ^{ns}
Tratamento	3	31,80050 ^{ns}	3850,205 ^{ns}
Espécie X Tratamento	3	26,63089 ^{ns}	593,8801 ^{ns}
Resíduo	42	32,30330	2035,276
CV (%)		5,96	55,12

* significativo a 5% de probabilidade pelo teste F;

^{ns} não significativo.

Tabela 13A. Resumo da análise de variância das eficiências de remoção das variáveis monitoradas (Cu e Zn) nos SAC₁ (não vegetado), SAC₂ (taboa) e SAC₃ (tifton-85), submetidos à mesma taxa de carregamento orgânico

FV	GL	QM	
		Cu	Zn
Bloco	6	494,6204*	1838,617*
Tratamento (espécie)	2	33,70036 ^{ns}	629,8743 ^{ns}
Resíduo	12	36,55395	462,2683
CV (%)		6,36	24,14

* significativo a 5% de probabilidade pelo teste F;

^{ns} não significativo.

Tabela 14A. Resumo da análise de variância dos coeficientes de degradação da matéria orgânica (k) obtidos quando da aplicação das diferentes taxas de carregamento orgânico na forma de DQO e DBO

FV	GL	QM	
		k _{DQO}	k _{DBO}
Bloco	8	2,44216*	4,48192*
Espécie	1	0,09820 ^{ns}	1,10058 ^{ns}
Tratamento	3	4,00230*	3,18897*
Espécie X Tratamento	3	0,08590 ^{ns}	0,24836 ^{ns}
Resíduo	56	0,12013	0,38512
CV (%)		31,82	44,51

* significativo a 5% de probabilidade pelo teste F;

^{ns} não significativo.

Tabela 15A. Resumo da análise de variância da produção de matéria seca pelas espécies vegetais cultivadas sob os diferentes tratamentos aplicados (SAC₂ a SAC₉)

FV	GL	QM
		MS
Bloco	1	0,72676 ^{ns}
Espécie	1	64,20016*
Tratamento	3	1,22131 ^{ns}
Espécie X Tratamento	3	0,17352 ^{ns}
Resíduo	7	1,96648
CV (%)		42,68

* significativo a 5% de probabilidade pelo teste F;

^{ns} não significativo.

Tabela 16A. Resumo da análise de variância das extrações de macronutrientes (N, P e K) e sódio pelas espécies vegetais cultivadas sob os diferentes tratamentos aplicados (SAC₂ a SAC₉)

FV	GL	QM			
		N	P	K	Na
Bloco	1	2453,2209 ^{ns}	3771,1881 ^{ns}	1763,1601 ^{ns}	260,3382 ^{ns}
Espécie	1	166806,8964*	8879,2929*	25499,2992*	457,5321*
Tratamento	3	1106,0102 ^{ns}	30,8585 ^{ns}	268,1328 ^{ns}	24,2450 ^{ns}
Espécie X Tratamento	3	437,5385 ^{ns}	21,1745 ^{ns}	82,0708 ^{ns}	19,1261 ^{ns}
Resíduo	7	1598,1241	730,8860	444,9554	55,5122
CV (%)		30,25	102,69	32,02	114,03

* significativo a 5% de probabilidade pelo teste F;

^{ns} não significativo.

Tabela 17A. Resumo da análise de variância das extrações de micronutrientes (Cu e Zn) pelas espécies vegetais cultivadas sob os diferentes tratamentos aplicados (SAC₂ a SAC₉)

FV	GL	QM	
		Cu	Zn
Bloco	1	345594,0763 ^{ns}	10006846,4896*
Espécie	1	234345,5486 ^{ns}	216132,0100 ^{ns}
Tratamento	3	33227,1416 ^{ns}	328527,8689 ^{ns}
Espécie X Tratamento	3	37280,0086 ^{ns}	457906,2836 ^{ns}
Resíduo	7	51627,4555	325954,0957
CV (%)		137,53	56,21

* significativo a 5% de probabilidade pelo teste F;

^{ns} não significativo.

APÊNDICE B

TABELA 1B. Concentrações médias de nutrientes no tecido vegetal da taboa em amostras do capim tifton-85 coletadas na parte inicial, meio e final dos SACs, no primeiro corte, que foi realizado aos 60 dias após o início da aplicação da ARS

SACs	Parte amostrada	N	P	K	Na	Ca	Mg
		----- dag kg ⁻¹ -----					
SAC ₂	Média	2,11	0,15	1,65	0,95	6,15	1,09
	Início	4,95	0,43	3,58	0,02	1,47	0,73
SAC ₃	Meio	5,08	0,40	2,53	0,02	1,68	0,83
	Final	5,36	0,30	1,68	0,02	1,04	0,55
	Média	5,13	0,38	2,60	0,02	1,39	0,71
SAC ₄	Média	2,01	0,22	1,70	0,91	6,54	1,04
SAC ₅	Início	4,36	0,37	3,13	0,02	1,65	0,88
	Meio	4,95	0,35	2,48	0,02	1,37	0,75
	Final	5,32	0,24	1,58	0,02	0,71	0,49
	Média	4,88	0,32	2,40	0,02	1,24	0,71
SAC ₆	Média	2,09	0,23	1,98	0,85	6,75	1,07
SAC ₇	Início	4,80	0,39	2,73	0,02	1,30	0,78
	Meio	4,88	0,39	2,13	0,02	1,08	0,79
	Final	5,40	0,37	1,88	0,02	1,16	0,77
	Média	5,03	0,39	2,25	0,02	1,18	0,78
SAC ₈	Média	1,78	0,23	2,18	1,04	7,06	1,17
SAC ₉	Início	4,88	0,35	3,03	0,02	1,24	0,75
	Meio	5,47	0,41	2,13	0,02	0,95	0,65
	Final	5,95	0,34	1,28	0,02	0,81	0,55
	Média	5,43	0,36	2,15	0,02	1,00	0,65

TABELA 2B. Concentrações médias de nutrientes no tecido vegetal da taboa em amostras do capim tifton-85 coletadas na parte inicial, meio e final dos SACs, no primeiro corte, que foi realizado aos 120 dias após o início da aplicação da ARS

SACs	Parte amostrada	N	P	K	Na	Ca	Mg
		----- dag kg ⁻¹ -----					
SAC ₂	Média	4,11	0,24	2,93	0,98	5,28	1,40
	Início	3,62	1,55	1,58	0,03	3,53	0,75
SAC ₃	Meio	4,14	1,49	1,63	0,03	3,01	0,74
	Final	4,14	1,53	1,68	0,00	2,76	0,64
	Média	3,97	1,52	1,63	0,02	3,10	0,71
SAC ₄	Média	3,97	0,29	3,43	0,71	3,87	1,12
SAC ₅	Início	3,48	1,36	1,73	0,05	3,37	0,84
	Meio	4,07	1,22	1,38	0,03	3,69	0,88
	Final	3,69	1,20	1,28	0,03	3,28	0,73
	Média	3,75	1,26	1,46	0,04	3,45	0,82
SAC ₆	Média	4,14	0,27	3,23	0,66	4,43	1,07
SAC ₇	Início	3,52	1,53	2,03	0,05	3,31	0,72
	Meio	4,21	1,51	1,88	0,03	3,45	0,77
	Final	4,04	1,60	1,93	0,00	3,27	0,91
	Média	3,92	1,55	1,94	0,03	3,34	0,80
SAC ₈	Média	4,76	0,42	4,59	0,81	3,82	0,91
SAC ₉	Início	3,72	1,51	2,43	0,03	3,72	0,89
	Meio	4,04	1,47	1,78	0,00	3,61	0,84
	Final	4,00	1,40	1,58	0,00	3,40	0,81
	Média	3,92	1,46	1,93	0,01	3,58	0,85