

FERNANDA LAMEDE FERREIRA DE JESUS

**DESEMPENHO E INFLUÊNCIA DOS CAPINS TIFTON 85 (*Cynodon* sp.) E
VETIVER (*Chrysopogon zizanioides*) NO TRATAMENTO DE ESGOTO
SANITÁRIO EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS**

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

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2016

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

J58d
2016

Jesus, Fernanda Lamede Ferreira de, 1987-

Desempenho e influência dos capins Tifton 85 (*Cynodon* sp.) e Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) no tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos / Fernanda Lamede Ferreira de Jesus. – Viçosa, MG, 2016.

xvi, 93f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Orientador: Antônio Teixeira de Matos.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f.83-93.

1. Águas residuais - Purificação. 2. Esgotos. 3. Alagadiços. 4. *Cynodon*. 5. *Chrysopogon zizanioides*. 6. Raízes (Botânica).
I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Agrícola. Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola.
II. Título.

CDD 22. ed. 628.34

FERNANDA LAMEDE FERREIRA DE JESUS

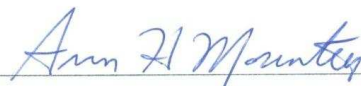
**DESEMPENHO E INFLUÊNCIA DOS CAPINS TIFTON 85 (*Cynodon* sp.) E
VETIVER (*Chrysopogon zizanioides*) NO TRATAMENTO DE ESGOTO
SANITÁRIO EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS**

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

APROVADA: 24 de Março de 2016



Mateus Pimentel de Matos
(coorientador)



Ann Honor Mounteer



Antonio Teixeira de Matos
(Orientador)

A Deus...

À minha família...

Aos meus amigos.

*“A menos que modifiquemos a
nossa maneira de pensar, não
seremos capazes de resolver os
problemas causados pela forma
como nos acostumamos a ver o
mundo”. (Albert Einstein)”*

AGRADECIMENTOS

A Deus, por sempre estar sempre ao meu lado, por sua presença constante em minha vida, nunca me desamparando.

À minha família pelo amor, carinho e força durante todo o decorrer do mestrado.

À Universidade Federal de Viçosa e Departamento de Engenharia Agrícola, pela oportunidade de realização deste trabalho.

Ao professor Antonio Teixeira de Matos, pela orientação, oportunidade, confiança e conhecimentos transmitidos.

Ao coorientador Mateus Pimentel de Matos, pelas considerações que em muito melhoraram este trabalho.

À professora Ann, pelas considerações apresentadas na banca de defesa.

Ao professor Paulo Roberto Cecon, pelo auxílio na análise dos dados.

Ao Gustavo, pela cumplicidade, carinho e apoio.

À todos os integrantes do Grupo de Pesquisa em Qualidade Ambiental (GPQA), pelo apoio e amizade.

À minha família de Viçosa “República arretadas”, Dandara e Gabriela, por me acolherem com tanto carinho e me darem o suporte necessário.

À minha amiga Monalisa, companheira de todos os momentos no decorrer do mestrado.

Às amigas construídas em Viçosa, Kelem, Edson, Geraldo e Thiago.

Aos funcionários Simão, Délio e Gil, pela prontidão em me auxiliar sempre que necessário.

CONTEÚDO

LISTA DE FIGURAS	VII
LISTA DE TABELAS	VIII
LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS.....	XI
RESUMO	XIII
ABSTRACT	XV
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	5
3. REVISÃO DE LITERATURA	6
3.1 Sistemas Alagados Construídos (SACs)	6
3.2 Remoção de matéria orgânica e nutrientes	7
3.3 MACRÓFITAS EM SACS	10
3.3.1. O capim-tifton 85	13
3.3.2.O capim-vetiver	16
3.4. TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA NOS SACS-EHSS	19
4 MATERIAL E MÉTODOS	20
4.1 Descrição Geral	20
4.2 Configuração dos SACs-EHSS	20
4.3 Monitoramento e avaliação do sistema	22
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	28
5.1 Condições ambientais.....	28
5.2 DESENVOLVIMENTO, PRODUTIVIDADE E CAPACIDADE EXTRATORA DO CAPIM-TIFTON 85 E CAPIM-VETIVER	30
5.2.1. Comportamento das plantas e adaptação às condições de cultivo nos SACs- EHSS	30
5.2.2 Matéria seca das plantas	30
5.2.3 Teor de nitrogênio e fósforo no tecido vegetal da parte aérea dos capins....	34
5.2.4. Teores de potássio e sódio na biomassa aérea dos capins	42
5.2.5 Análise morfológica das raízes dos capins cultivados nos SACs	48
5.3. CARACTERÍSTICAS DOS EFLUENTES DOS SACS CULTIVADOS COM CAPIM-TIFTON 85, CAPIM-VETIVER E NÃO CULTIVADO	53
5.3.1. Potencial hidrogeniônico	53

5.3.2 Condutividade Elétrica	55
5.3.3 Remoção de Turbidez.....	58
5.3.4. Remoção de Sólidos Suspensos Totais	60
5.3.5. Remoção de DQO	63
5.3.6 Remoção de DBO.....	67
5.3.7. Remoção de nitrogênio total.....	70
5.3.8. Remoção de fósforo total	72
5.3.9. Remoção de potássio	74
5.3.10. Remoção de sódio	76
5.4. AVALIAÇÃO DA PARTICIPAÇÃO DAS PLANTAS NA REMOÇÃO DE NUTRIENTES DO ESGOTO SANITÁRIO EM TRATAMENTO NOS SACS- EHSS	78
6. CONCLUSÕES	82
BIBLIOGRAFIA	84

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: SAC cultivado com capim-tifton 85.....	15
Figura 2: SAC cultivado com capim-vetiver.	17
Figura 3: Aspecto geral dos SACs-EHSS utilizados no experimento	22
Figura 4: Temperatura e umidade relativa média do ar durante o período de monitoramento dos SACs-EHSS. A= inverno, B=primavera.	28
Figura 5: Precipitação durante o período de monitoramento dos SACs-EHSS.....	29
Figura 6: Teores de nitrogênio na parte aérea dos capins em função dos cortes efetuados.	36
Figura 7: Detalhes da profundidade e densidade das raízes do capim-vetiver (V) e capim-tifton (T).....	49
Figura 8: Aspecto típico da zona radicular do capim-tifton (T) e capim-vetiver (V) formada nos SACs-EHSS.....	50
Figura 9: Série temporal dos valores de pH no afluente e nos efluentes dos SACs-EHSS.....	55
Figura 10: Série temporal dos valores de CE no afluente e nos efluentes dos SACs-EHSS.....	57
Figura 11: Série temporal dos valores de turbidez no afluente e nos efluentes dos SACs-EHSS.....	60
Figura 12: Série temporal dos valores de SST no afluente e nos efluentes dos SACs.....	63
Figura 13: Série temporal dos valores de DQO no afluente e nos efluentes dos SACs-EHSS.....	66
Figura 14: Série temporal dos valores de DBO no afluente e nos efluentes dos SACs-EHSS.....	69
Figura 15: Série temporal dos valores de N-total no afluente e nos efluentes dos SACs-EHSS.....	72
Figura 16: Série temporal dos valores de P-total no afluente e nos efluentes dos SACs-EHSS.....	74
Figura 17: Série temporal dos valores de N-total no afluente e nos efluentes dos SACs-EHSS.....	76
Figura 18: Série temporal dos valores de sódio no afluente e nos efluentes dos SACs-EHSS.....	78

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Características físicas, químicas e bioquímicas do esgoto sanitário	24
Tabela 2: Cargas de nutrientes e sódio aplicadas durante o período de experimentação.	25
Tabela 3: Produtividade média de matéria seca dos capins cultivados nos SACs-EHSS durante as estações climáticas avaliadas	31
Tabela 4: Desdobramento da interação dos tratamentos A x B.	31
Tabela 5: Produtividade de matéria seca da parte aérea do capim-tifton 85 e capim-vetiver, quando cultivados em SACs-EHSS, em diferentes estações do ano.	32
Tabela 6: Teores médios de nitrogênio na biomassa aérea do capim-vetiver e capim-tifton, de acordo com a posição nos SACs-EHSS e estações climáticas avaliadas.	34
Tabela 7: Desdobramento da interação entre os tratamentos A x B (kg ha^{-1}).	36
Tabela 8: Desdobramento da interação entre os tratamentos B x C (kg ha^{-1}).	37
Tabela 9: Remoções de N-total de acordo com diversos autores, no tratamento de águas residuárias em SACs.	37
Tabela 10: Teores médios de fósforo na biomassa aérea do capim-vetiver e capim-tifton, de acordo com a posição de cultivo nos SACs-EHSS e estações climáticas avaliadas.	39
Tabela 11: Capacidade extratora de P pelos capins tifton 85 e vetiver, em relação a posição de cultivo nos SACs-EHSS e a estação climática.	40
Tabela 12: Remoções de P-total ($\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) observadas por diversos autores no tratamento de águas residuárias em SACs.	41
Tabela 13: Teores médios de potássio na biomassa aérea do capim-vetiver e capim-tifton, de acordo com a posição de cultivo nos SACs-EHSS e estações climáticas avaliadas.	42
Tabela 14: Capacidade extratora de potássio pelos capins tifton 85 e vetiver, em relação à posição de cultivo nos SACS-EHSS e estação climática avaliada.	43
Tabela 15: Remoções de potássio ($\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) observadas por diversos autores no tratamento de águas residuárias em SACs.	43
Tabela 16: Teores médios de sódio na biomassa aérea do capim-vetiver e capim-tifton, de acordo com a posição de cultivo nos SACs-EHSS e estações climáticas avaliadas.	45

Tabela 17: Capacidade extratora de sódio pelos capins tifton 85 e vetiver, em relação a posição de cultivo nos SACs-EHSS e estação climática avaliada.	46
Tabela 18: Remoções de sódio ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$) pela parte aérea das plantas, observadas por diversos autores, no tratamento de diferentes águas residuárias, em SACs.	47
Tabela 19: Profundidade máxima atingida pelas raízes do capim-vetiver e capim-tifton, ao final do período de monitoramento dos SACs-EHSS.	48
Tabela 20: Massa e volume das raízes do capim-vetiver e capim-tifton em função da posição de cultivo das plantas nos SACs-EHSS.	51
Tabela 21: Teor de nutrientes na raiz do capim-vetiver (V) e capim-tifton 85 (T), em relação a profundidade no substrato.	52
Tabela 22: Valores médios e coeficiente de variação do pH afluente e efluente nos SACs cultivados com capim-tifton 85 e capim-vetiver e SAC controle.	53
Tabela 23: Valores médios e coeficiente de variação da condutividade elétrica afluente e efluente, respectivamente, nos SACs cultivados com capim-tifton 85 e capim-vetiver e no SAC controle.	56
Tabela 24: Valores médios e desvio padrão da turbidez afluente e efluente e de eficiência, não corrigida e corrigida, no que se refere às perdas hídricas, na remoção de turbidez nos SACs cultivados com capim-tifton 85 e capim-vetiver.	58
Tabela 25: Valores médios de concentração afluente e efluentes, coeficientes de variação e de eficiências não corrigidas e corrigidas em relação às perdas de água por evaporação/evapotranspiração, na remoção de SST, nos SACs cultivados com capim-tifton 85 e capim-vetiver e no SAC controle.	61
Tabela 26: Valores médios de concentração afluente e efluentes, coeficientes de variação e de eficiências não corrigidas e corrigidas em relação às perdas de água por evaporação/evapotranspiração, na remoção da DQO, nos SACs cultivados com capim-tifton 85 e capim-vetiver e no SAC controle.	64
Tabela 27: Valores médios de concentração afluente e efluentes, coeficientes de variação e de eficiências não corrigidas e corrigidas em relação às perdas de água por evaporação/evapotranspiração, na remoção da DBO, nos SACs cultivados com capim-tifton 85 e capim-vetiver e no SAC controle.	67
Tabela 28: Valores médios de concentração afluente e efluentes, coeficientes de variação e de eficiências não corrigidas e corrigidas em relação às perdas de	

água por evaporação/evapotranspiração, na remoção de N-Total nos SACs cultivados com capim-tifton 85 e capim-vetiver e no SAC controle.....	70
Tabela 29: Valores médios de concentração afluyente e efluentes, coeficientes de variação e de eficiências, não corrigidas e corrigidas em relação às perdas de água por evaporação/evapotranspiração, na remoção da P, nos SACs cultivados com capim-tifton 85 e capim-vetiver e no SAC controle.	72
Tabela 30: Valores médios de concentração afluyente e efluentes, coeficientes de variação e de eficiências,não corrigidas e corrigidas em relação às perdas de água por evaporação/evapotranspiração, na remoção de potássio, nos SACs cultivados com capim-tifton 85 e capim-vetiver e no SAC controle.....	74
Tabela 31: Valores médios de concentração afluyente e efluentes, coeficientes de variação e de eficiências,não corrigidas e corrigidas em relação às perdas de água por evaporação/evapotranspiração, na remoção de sódio, nos SACs cultivados com capim-tifton 85 e capim-vetiver e no SAC controle.....	76
Tabela 32: Aporte e remoção de nutrientes pela parte aérea do capim-tifton 85 e participação desse mecanismo na remoção total proporcionada pelo SAC-EHSS, no período de avaliação desses sistemas.....	79
Tabela 33: Aporte e remoção de nutrientes pela parte aérea do capim-vetiver e participação desse mecanismo na remoção total proporcionada pelo SAC-EHSS, no período de avaliação desses sistemas.....	79
Tabela 34: Participação de remoção via absorção pela parte aérea dos capins tifton e vetiver em relação ao valor removido nos SACs-EHSS, no período de avaliação desses sistemas.....	81

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

A	Área da superfície livre do meio suporte (m ²)
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AETRU	Área experimental de tratamento de resíduos urbanos
ANOVA	Análise de variância
APHA	American Public Health Association
ARL	Água residuária de laticínios
ARS	Água residuária da suinocultura
As	Arsênio
ATN	Aporte Total de Nutrientes e sódio
Cd	Cádmio
CE	Condutividade elétrica
Ca	Concentração de entrada
Ce	Concentração efluente
CERH-MG	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CEN	Capacidade extratora de nutriente
CN _A	Concentração média de nutriente ou sódio
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
Cr	Crômio
CN _{MS}	Concentração de Nutriente ou sódio na Matéria Seca
CV	Coefficiente de variação
dag	Decagrama
DBC	Delineamento em blocos casualizados
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DEA	Departamento de Engenharia Agrícola
DN	Deliberação Normativa
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EF	Eficiência
ERp	Eficiência de Remoção pelas plantas
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
Ev	Evaporação/Evapotranspiração
Hg	Mercúrio
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
ITRC	<i>Interstate Technology and Regulatory Council</i>
MG	Minas Gerais
MN _{MS}	Massa de Nutriente ou sódio na Matéria Seca
MS	Matéria Seca

N	Nitrogênio
n	Porosidade
Ni	Níquel
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
N-total	Nitrogênio Total
P	Fósforo
Pb	Chumbo
PMS	Produtividade de matéria seca
PMV	Produtividade de matéria verde
P-total	Fósforo Total
pH	Potencial Hidrogeniônico
Q	Vazão
SAC	Sistema Alagado Construído
SAC–EHSS	Sistema Alagado Construído de Escoamento Horizontal Subsuperficial
SAC–EHSSC	Sistema Alagado Construído de Escoamento Horizontal Subsuperficial Controle
SAC–EHSST	Sistema Alagado Construído de Escoamento Horizontal Subsuperficial cultivado com capim-tifton 85
SAC–EHSSV	Sistema Alagado Construído de Escoamento Horizontal Subsuperficial cultivado com capim-vetiver
Se	Selênio
SST	Sólidos Suspensos Totais
TCO	Taxa de carga orgânica
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
TN	Teor de nutrientes
UASB	Reator Anaeróbio de Manta de Lodo e Fluxo Ascendente
UFV	Universidade Federal de Viçosa
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
V	Volume
Va	Volume total aplicado
Zn	Zinco

RESUMO

JESUS, Fernanda Lamede Ferreira de, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, Março de 2016. **Desempenho e influência dos capins tifton 85 (*Cynodon* sp.) e vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) no tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos.** Orientador: Antonio Teixeira de Matos. Coorientador: Mateus Pimentel de Matos.

No presente trabalho, procurou-se avaliar o desempenho de uma espécie de raízes fasciculadas (capim-vetiver) e outra estolonífera (capim-tifton 85), quando cultivadas em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SAC-EHSS), no tratamento do efluente primário de esgoto sanitário. Para avaliação da influência da presença e do sistema radicular das plantas, foram utilizados três leitos, um plantado com capim-tifton 85 (SAC-EHSST), outro com capim-vetiver (SAC-EHSSV), com 12,5 propágulos por m², sendo o terceiro mantido sem plantas. Os SACs-EHSS foram construídos em paralelo, com fundo concretado e laterais em alvenaria, cobertos com lona de 2 mm de espessura. Como substrato, foi utilizada a brita gnáissica # 0, de diâmetro D₆₀ igual a 7,0 mm, Coeficiente de Uniformidade (D₆₀/D₁₀) de 1,6 e volume de vazios de 48,4 %, preenchido até a altura de 0,25 m. Cada SACs-EHSS, de área superficial de 4 m² e volume molhado (volume do substrato de preenchimento dos SACs-EHSS em contato com o esgoto sanitário em tratamento) de 1 m³, foi alimentado com vazão na faixa de 0,53 a 0,80 m³ d⁻¹, correspondente à de uma taxa de carregamento orgânico (TCO) de, aproximadamente, 350 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO. Essa vazão proporcionou um tempo de detenção hidráulica (TDH) teórico entre 0,6 e 0,9 dias. Para avaliar o desempenho dos sistemas, foram efetuadas dez amostragens da água residuária afluente e efluente de cada SAC, no decorrer do período experimental, medindo-se a condutividade elétrica (CE), turbidez e o pH e quantificando-se as concentrações de DBO, DQO, SST, N-total, P-total, K e Na. Os valores foram corrigidos considerando-se as perdas de água por evaporação/evapotranspiração nos SACs-EHSS. Para a quantificação da produtividade de matéria seca e dos teores de N-total, P-total, K e Na no tecido vegetal, foram efetuados seis cortes da biomassa aérea das espécies vegetais cultivadas nos SACs-EHSS. No final do período de monitoramento, foram feitas escavações no meio suporte, para medição da profundidade atingida pelas raízes das plantas no substrato de preenchimento dos SACs-EHSS, além de serem quantificadas a massa e o volume ocupado pelas raízes das plantas, bem como seus teores de N-

total, P-total, K e Na. De modo geral, as espécies avaliadas se adaptaram bem ao cultivo em SACs-EHSS utilizados no tratamento de esgoto sanitário, considerando-se a TCO aplicada. No substrato, foi observado maior volume, massa e profundidade das raízes do capim-vetiver, dando indícios de sua melhor adaptação e adequação a esse SAC-EHSS, comparativamente ao cultivado com o capim-tifton 85. O capim-tifton 85 mostrou-se capaz de remover mais Na em sua biomassa aérea que o capim-vetiver ($p > 0,05$), no entanto, em função de sua maior produtividade, houve tendência de maior remoção de N, P e K pelo capim-vetiver. A estação climática da primavera proporcionou maior remoção de nutrientes/poluentes pelas espécies vegetais avaliadas. Os SACs-EHSS cultivados e o não cultivado se mostraram eficientes na remoção da turbidez, SST, DBO, DQO e N-total o, apresentando, no entanto, relativamente baixas remoções de P, K e Na do esgoto sanitário. A unidade não cultivada apresentou desempenho semelhante ($p < 0,05$) à obtida nos SACs-EHSS plantados, no que se refere à remoção de DQO, N-total e K, porém foi menos eficiente que o SAC-EHSSV na retenção de SST, DBO e turbidez. Os resultados obtidos no presente trabalho indicaram que o capim-vetiver, representante do grupo de espécies vegetais de sistema fasciculado, apresentou melhor desempenho na remoção de poluentes do esgoto sanitário que o capim-tifton 85, representante de espécies estoloníferas. Possivelmente, o maior volume e alcance, em termos de profundidade, das raízes fasciculadas é que explicam as maiores remoções obtidas no SAC-EHSSV.

ABSTRACT

JESUS, Fernanda Lamede Ferreira de, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, March, 2016. **Performance and influence of Tifton 85 (*Cynodon* sp.) and vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) grasses in the treatment of sanitary sewage in constructed wetlands.** Advisor: Antonio Teixeira de Matos. Co-adviser: Mateus Pimentel de Matos.

This study aimed to evaluate the performance of a species of fasciculate roots (grass vetiver) and other stolon root system (grass tifton 85) when cultivated in constructed wetland of horizontal subsurface flow (CW-HSSF), in the treatment of primary effluent sanitary sewage. To evaluate the influence of the presence and root system of the plants three beds were used, a planted with Tifton 85 (CW-HSSFT), another with vetiver grass (CW-HSSFV), with 12.5 propagules per m² and the third kept without plants. The CWs were constructed in parallel with bottom and of concrete and sides of masonry, covered with 2 mm thick of plastic blanket. As substrate (of filling) of the CW-HSSFs was used gravel gneissic # 0 (diameter-D₆₀ = 7.0 mm, coefficient of uniformity D₆₀/D₁₀ = 1.6 and void volume of 48.4%, which was a layer of 0.25 m thick. Each CW-HSSF, having surface area of 4 m² and wet volume (volume filling substrate CW-HSSF in contact with the sewage in treatment) of 1 m³ was fed with a flow rate in the range of 0.53 to 0.80 m³ d⁻¹, corresponding to an organic loading rate (OLR) of, approximately, 350 kg ha⁻¹ d⁻¹ of BOD. This flow rate provided a theoretical hydraulic retention time (HRT) between 0.6 and 0.9 days. To evaluate the performance of systems were made ten samples of wastewater influent water and effluent from each CW-HSSF, during the experimental period, to measure the electrical conductivity, turbidity and pH and quantify the concentrations of BOD, COD, TSS, total N, total P, K and Na. The values were corrected considering water losses by evaporation/evapotranspiration in CWs-HSSF. It was also done six cuts in the biomass of plant species, for the quantification of dry matter productivity and contents of total N, P, K and Na in the plant tissue. At the end of the monitoring period, excavations were made in the substrate of the CWs-HSSF, for depth measurement achieved by plant roots, quantify the mass and volume occupied by the roots, and the N-total, total-P, K and Na content. In general, the assessed species have adapted well to cultivation in CW-HSSF used to treat sanitary sewage, considering the OLR applied. In the substrate, there was a higher volume, mass and depth of fasciculate roots of vetiver grass indicates the better adaptation and

adequacy of this grass, compared to the grass tifton 85 in CW-HSSF. The Tifton 85 grass proved to be able to remove more Na in its above ground biomass than vetiver grass ($p > 0.05$), however, due to its higher productivity, a trend towards greater removal of N, P and K by vetiver grass. The spring weather station provided greater removal of nutrients/pollutants by plant species evaluated. Cultivated CW-HSSF and uncultivated were efficient in the removal of turbidity, TSS, BOD, COD, Total-N, presenting, however, relatively low removal of P, K and Na of the sanitary sewage. The unit uncultivated showed similar performance ($p < 0,05$) to the CWs-HSSF planted as regards the removal of COD, total-N, and K, but was less efficient than CW-HSSFV retention TSS, BOD and turbidity. The results obtained in this study indicated that the vetiver grass, representative group of fasciculated plant species system performed that have better performance in removing sewage polluting the Tifton 85, representative of stoloniferous species. Perhaps the greatest volume and range, in terms of depth, of fasciculate roots is that explain the largest removals observed by CW-HSSFV.

1.INTRODUÇÃO

As águas residuárias, quando lançadas diretamente em corpos hídricos, podem causar diversos impactos ao ambiente aquático, como a elevação dos níveis de contaminantes. Assim, é necessária a implementação de técnicas que possibilitem seu tratamento, visando mitigar as possíveis alterações que a sua disposição venha causar nos meios físicos e bióticos. Em pequenas comunidades e agroindústrias, no tratamento descentralizado, é de suma importância que se alie eficiência na remoção de poluentes a baixos custos de instalação e operação.

Dentre as opções disponíveis para tratamento de águas residuárias, destacam-se os Sistemas Alagados Construídos (SACs) que têm tido grande expansão, nos últimos anos, sendo alvo de inúmeras pesquisas e merecedores de atenção em congressos e simpósios temáticos de discussão dessa tecnologia (BRISSEAU; CHAZARENC, 2009; CHEN *et al.*, 2011; LI *et al.*, 2015; LIU *et al.*, 2011; WANG *et al.*, 2012).

Os SACs podem ser definidos como reatores preenchidos com materiais porosos, geralmente brita, que proporcionam alta condutividade hidráulica e sustentação para o crescimento microbiano e das espécies vegetais. O sistema formado pelo substrato filtrante, o biofilme aderido e as plantas, favorece a degradação de parte da matéria orgânica em solução, a remoção dos sólidos sedimentáveis e em suspensão e de nutrientes e outros contaminantes, por meio de processos físicos, químicos e biológicos, proporcionando a depuração das águas residuárias (PRATA *et al.*, 2013).

Dois tipos tradicionais de SACs têm sido amplamente utilizados nas últimas cinco décadas, o SAC de escoamento horizontal subsuperficial (SAC-EHSS) e o de escoamento vertical (SAC-EV) (LI *et al.*, 2015). Em ambos, os poluentes são removidos por contenção física, reações químicas, adsorção ao substrato, degradação por microrganismos e absorção pelas plantas (LI *et al.*, 2015), diferindo no que se refere ao sentido e o regime de aplicação, tempo de detenção hidráulica e risco de obstrução dos poros.

O tratamento de efluentes em SACs constitui uma opção reconhecida e recomendada, sendo efetiva na redução da matéria orgânica, na assimilação de nutrientes e retenção ou eliminação de substâncias tóxicas que, de outra maneira,

seriam lançadas de forma não adequada no meio ambiente (ARIAS; BRIX, 2003). Segundo Zhu et al. (2014), o ecossistema formado em SACs é constituído por bactérias aderidas e dispersas, emaranhado de raízes, que tornam o ambiente propício para retenção, transformação e absorção de constituintes da água residuária. Além de eficiente remoção de poluentes, SACs apresentam outras vantagens como os baixos custos associados, operação e manutenção simples e a produção de biomassa vegetal, que pode ser aproveitada para alimentação animal, por exemplo (BELMONT *et al.*, 2006; KONNERUP *et al.*, 2009). Tais aspectos tornam esse tipo de tratamento ideal para aplicação em regiões carentes de saneamento básico, adequando-se perfeitamente a países de clima tropical, que possuem áreas disponíveis à sua implantação, como é o caso do Brasil (BRASIL; MATOS, 2008).

Para Sezerino e Philippi (2000), nesses sistemas de tratamento, aproximadamente 74% da remoção do nitrogênio amoniacal pode estar associada à assimilação pelas plantas, embora a camada assimilativa dependa da carga aplicada. Sousa et al. (2004) salientaram, ainda, que o tipo de vegetação e a composição química do material suporte também podem ter interferência significativa na remoção de nutrientes, já que os principais mecanismos de diminuição da concentração de fósforo no sistema estão associados à adsorção aos substratos e à assimilação pelos vegetais.

Matos *et al.* (2010) afirmaram que as espécies vegetais podem extrair macro (N, P, K etc.) e micronutrientes e metais pesados, além de possibilitar a transformação de substâncias orgânicas tóxicas; proporcionam efeitos positivos no desbloqueio de poros colmatados, pelo mecanismo conhecido como "braço-de-alavanca" proporcionado pelo vento (KNOWLES *et al.*, 2011); propiciam a transferência de oxigênio do ar atmosférico para o meio poroso; servem (rizomas e raízes) como meio suporte para o crescimento de biofilme; além de proporcionar melhorias na permeabilidade do substrato e na estética do ambiente (MATOS *et al.*, 2009). Segundo Stottmeister *et al.* (2003), a zona radicular é a região de reação mais ativa dos SACs-EHSS, onde ocorrem transformações físico-químicas e biológicas que são induzidas pela interação de plantas, microrganismos, solo e poluentes, estando a capacidade de descontaminação da água e do solo pelas plantas diretamente relacionada ao grau de desenvolvimento de suas raízes (CHEN, 1996; CHENG, *et al.*, 1997).

A importância das plantas na capacidade de depuração dos SACs também é ressaltada por Cullet *et al.* (2000), dentre outros autores, tendo as maiores remoções de poluentes sido observadas em SACs-EHSS cultivados, demonstrando também a atenção que deve-se ter na importância da presença da planta no reator e, por essa razão, da escolha de espécies com a finalidade de proporcionar aumento na eficiência desses sistemas.

Segundo Matos *et al.* (2008), para cultivo em SACs-EHSS, são preferíveis plantas perenes, de fácil propagação, manejo e colheita, que apresentam tolerância ao excesso de água e sais, ambientes eutrofizados, e apresentem rápido crescimento, sistema radicular extenso e com alta capacidade de remoção de nutrientes e poluentes. Uma planta que tenha sistema radicular bem desenvolvido e longo, pode ampliar o espaço poroso dos SACs proporcionando ambiente mais favorável para o desenvolvimento dos microrganismos, especialmente de bactérias aeróbias, possibilitando seu aprofundamento em todo o perfil molhado do leito (CHENG *et al.*, 2003) e, dessa forma, aumentar a capacidade de SACs na remoção de poluentes (WU *et al.*, 2005).

Em SACs-EHSS, tem sido cultivadas plantas de sistema radicular rizomatoso, axial ou fasciculado, sem se atentar para possíveis benefícios de um ou outro para maior eficiência do sistema de tratamento. Para melhor entendimento dos efeitos proporcionados pelas raízes, Chen *et al.* (2004) recomendaram a divisão das plantas cultivadas nesses sistemas em dois grupos principais: as de sistema radicular rizomatoso e as de sistema radicular fasciculado. Segundo Chen *et al.* (2007), o sistema radicular rizomatoso, em geral, possui biomassa radicular constituída principalmente de raízes grossas, enquanto o sistema radicular fasciculado é formado, principalmente, por raízes finas, como é comum nas plantas da família das gramíneas. Plantas com raízes rizomatosas têm diferenças significativas no que se refere ao crescimento e nas características de distribuição das raízes, além da capacidade de transporte de oxigênio e diversidade microbiana na rizosfera, quando comparadas às de raízes fasciculadas (CHEN *et al.*, 2007). Segundo os mesmos autores, plantas de raízes fasciculadas possuem maior número de raízes, maior biomassa radicular, crescimento mais rápido, maior área de superfície e maior capacidade de remoção de poluentes da água residuária em tratamento, no entanto, as de raízes rizomatosas possuem maior longevidade.

Segundo Silva (2007), as espécies de sistema radicular fasciculado, exploram o meio suporte continuamente, a uma mesma profundidade, possuem grande quantidade de pelos radiculares. De acordo com Chen *et al.* (2004), as plantas de raízes fasciculadas podem ter menor tolerância às condições anóxicas do meio em comparação com as plantas de raízes rizomatosas, que, por outro lado, confirmam sua maior capacidade de remoção de poluentes da água em tratamento nos SACs.

Dentre as espécies de crescimento radicular fasciculado avaliadas em SACs, destaca-se o capim-vetiver. Esse tem sido bastante utilizado em sistemas de tratamento de esgoto doméstico em países como China, Tailândia e Austrália, trazendo tanto benefícios durante a etapa de tratamento, como após o corte de sua parte aérea. A massa verde gerada pode gerar renda para a população, como na fabricação de materiais de construção, artesanato e até perfumes (CULL *et al.*, 2000). De acordo com Truong e Hart (2001), o capim-vetiver apresenta volumoso e profundo sistema radicular, tolerância a altas concentrações de metais, como Al, Cd, Hg, e alta eficiência na remoção de nutrientes, como N e P. No Brasil, o capim-vetiver é, no entanto, subutilizado, apesar de seu potencial evidente, ficando seu aproveitamento restrito à proteção de taludes expostos em estradas e rodovias, evitando a erosão e o carreamento de sedimentos para os cursos d'água (PEREIRA, 2006) ou para o próprio leito dessas vias.

Representante da segunda classe de divisão sugerida por Chen *et al.* (2004), o capim-tifton 85 apresenta rizomas e estolões vigorosos e se multiplica por meio de mudas enraizadas ou estolões, desenvolvendo-se bem em regiões tropicais e subtropicais (MATOS *et al.*, 2010). Trata-se de uma espécie vegetal do gênero *Cynodon*, que apresenta grande produtividade, elevada capacidade de crescimento e potencial utilização como forrageira. Seu relvado atinge até 1 m de altura, sendo forrageira resistente a cortes frequentes de sua parte aérea (MATOS *et al.*, 2008). De acordo com os mesmos autores, a matéria seca, quando produzida em boas condições de manejo e adubação, apresenta boa qualidade para alimentação animal.

Sabendo-se que as características fisiológicas e produtivas das espécies vegetais são fatores de influência nas condições operacionais de SACs-EHSS, torna-se importante uma avaliação do desempenho e a influência no reator de espécies de crescimento radicular fasciculado e profundo, tal como o do capim-vetiver, e de propagação por meio de estolões e rizomas, tal como o do capim-tifton 85. Maior

conhecimento a respeito das condições de crescimento do sistema radicular, produtividade de biomassa aérea e capacidade de remoção de poluentes de águas residuárias tratadas em SACs-EHSS é essencial para mais adequado e eficiente utilização dessa técnica, por essa razão o maior desenvolvimento de pesquisas que tenham a planta como foco, são essenciais.

2. OBJETIVOS

O objetivo geral do presente estudo foi avaliar o desempenho de uma espécie de raízes fasciculadas (capim-vetiver) e outra estolonífera (capim-tifton85), cultivadas em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SAC-EHSS), no tratamento do efluente primário de esgoto sanitário.

2.1. Objetivos específicos:

- Medir a profundidade, a massa e o volume ocupado pelo sistema radicular, a produtividade de matéria seca da parte aérea e o número de cortes nas duas espécies vegetais cultivadas em SACs-EHSS utilizados no tratamento do efluente primário de esgoto sanitário;
- Avaliar o teor nutricional da biomassa aérea e raízes do capim-tifton 85 e capim-vetiver cultivados em SACs-EHSS utilizados no tratamento do efluente primário de esgoto sanitário;
- Monitorar a possível ocorrência de pragas e sanidade nas duas espécies vegetais cultivadas nos SACs-EHSS;
- Avaliar a influência do cultivo de cada espécie vegetal nas condições hidrodinâmicas no meio poroso e na remoção de nutrientes (nitrogênio, fósforo, potássio, sódio) e de matéria orgânica (DBO e DQO), no tratamento do efluente primário de esgoto sanitário;

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Sistemas Alagados Construídos (SACs)

Sabe-se que a qualidade do solo e da água é fundamental para o fornecimento de alimentos e, no caso específico da água, sua utilização para usos múltiplos. A descarga de águas residuárias industriais e domésticas em rios, lagos e outros corpos d'água tem, no entanto, conduzido à rápida diminuição na qualidade dos recursos hídricos, prejudicando esses ecossistemas aquáticos (ÇAKIR *et al.*, 2015).

Em meio às várias alternativas existentes para o tratamento de águas residuárias com elevada carga orgânica, distingue-se sua disposição em Sistemas Alagados Construídos (SACs) ou “*wetlands* construídos”, por serem de baixo custo de implantação e operação.

A primeira utilização de SACs no tratamento de água residuárias data de meados de 1950, na Alemanha, conduzido por Käthe Seidel, do Instituto Max Planck, tendo como finalidade a remoção de fenol e redução da carga orgânica de efluente de laticínios (KADLEC; KNIGHT, 1996). A partir dessa experiência, várias unidades de tratamento foram instaladas em diferentes países, com o objetivo de diminuir a concentração de poluentes em águas residuárias domésticas e/ou industriais, gerando efluentes passíveis de aproveitamento agrícola (fertilização) e industrial (SHUTES, 2001). O sucesso no emprego da tecnologia fez os SACs serem reconhecidos como uma alternativa atraente, quando comparados aos métodos convencionais de tratamento de esgoto (ZHANG *et al.*, 2014a). No Brasil, a utilização de SACs no tratamento de águas residuárias e iniciou no ano de 1980, sendo intensificado a partir do ano 2000 (SEZERINO *et al.*, 2015).

O tratamento de águas residuárias em SACs reproduz, de certa maneira, os processos naturais que ocorrem em ambientes alagados naturais, sendo a diferença a introdução de tecnologia com objetivo de fazer com que o processo de depuração se desenvolva em condições controladas e em taxas mais elevadas (MATOS *et al.*, 2011). Os princípios de remoção estão baseados no sistema substrato-planta-microrganismos e na radiação solar, ocorrendo por mecanismos de filtração e

adsorção ao meio suporte; degradação microbiana da matéria carbonácea e nitrogenada, proporcionada pelo biofilme aderido ao substrato e às raízes das plantas; absorção de nutrientes pelas plantas, entre outros (KADLEC; WALLACE, 2008).

Diversos estudos tem comprovado a eficácia dessa tecnologia no tratamento de águas residuárias domésticas (EPA, 2004) e efluentes industriais (GUITTONNY-PHILIPPE *et al.*, 2015), com considerável remoção de contaminantes, incluindo metais, matéria orgânica e inorgânica em suspensão e dissolvida, agentes patogênicos e nutrientes (CHOUDHARY *et al.*, 2011, RANIERI *et al.*, 2013), bem como fármacos em geral (MATAMOROS; BAYONA, 2006; RANIERI *et al.*, 2011; ZHANG *et al.*, 2014b).

3.2 Remoção de matéria orgânica e nutrientes

Diversos estudos têm apresentado os SACs como eficientes na remoção de poluentes em vários tipos de águas residuárias e os processos que controlam a remoção dos poluentes no interior dos SACs podem ser bióticos ou abióticos. Conforme já discutido, podem ocorrer mecanismos físicos, químicos e biológicos, como os processos de sedimentação, filtração, absorção, precipitação e adsorção química, interações microbianas, extração pelas plantas, volatilização e complexação (MARQUES, 1999; WOOD, 1995).

As macrófitas contribuem para remoção de matéria orgânica (BRASIL *et al.*, 2007), patógenos (SEZERINO, 2006), compostos fenólicos (FIA *et al.*, 2010b), macro e micronutrientes e metais presentes na água residuária. Os mecanismos associados à depuração da água residuária pelas espécies vegetais são a absorção, liberação de substâncias inibidoras ao crescimento e reprodução de microrganismos (fitoalexinas) e outros exsudatos, além de proporcionar o aporte de oxigênio para o meio e servir como meio suporte (MATOS *et al.*, 2009a).

A diversidade microbiana é promovida pela transição de zonas aeróbias e anaeróbias nos resíduos, sedimentos e camadas do leito filtrante. As plantas e os microrganismos possuem uma complexa relação simbiótica que beneficia ambos, por meio da troca de nutrientes ou exsudatos, aporte de oxigênio ou outros mecanismos (ITRC, 2003). De acordo com Stottmeister *et al.* (2003), a zona radicular das plantas é

a mais ativa, onde ocorrem os processos químicos e biológicos, com a interação de plantas, microrganismos e sedimentos.

O biofilme formado pela comunidade microbiana, se desenvolve nos interstícios e de forma aderida ao meio suporte e às raízes das plantas, proporcionando a degradação de parte da matéria orgânica em solução.

A matéria orgânica nas águas residuárias pode estar presente tanto na forma particulada como na forma dissolvida e medida indiretamente pela quantificação das variáveis Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO), principais referências para avaliação da qualidade de águas e águas residuárias e eficiência de tratamento. A remoção de DBO solúvel de águas residuárias em SACs ocorre por meio da degradação aeróbia, com a utilização de oxigênio comoceptor final de elétrons e/ou por decomposição anaeróbia, em que os microrganismos utilizam outros aceptores de elétrons (sulfato, nitrato, gás carbônico). Já o material particulado pode ser removido pelos mecanismos de filtração, floculação, sedimentação e adsorção. As baixas velocidades de escoamento da água residuária pelos poros dos SACs, favorecem os mecanismos que elevam o tempo de contato do substrato carbonáceo com os organismos heterotróficos (U.S.EPA, 2000).

A remoção de sólidos em SACs ocorre principalmente por meio de mecanismos de filtração e sedimentação no interior meio suporte. A filtração está relacionada com a retenção física do material sólido em suspensão no meio suporte e a sedimentação, à tendência dos sólidos em suspensão atingirem o fundo dos SACs quando possuem densidades mais elevadas. Estes mecanismos estão também relacionados às baixas velocidades de percolação das águas residuárias nos SACs, associadas à presença das macrófitas e do meio suporte (KADLEC; KNIGHT, 1996). A redução na concentração de sólidos suspensos totais é decorrente de processos simultâneos de sedimentação do material particulado, precipitação química, decomposição e incorporação de sólidos no biofilme.

As formas do nitrogênio de maior interesse em sistemas de tratamento de águas residuárias domésticas são o nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal e o nitrogênio orgânico, sendo a soma dessas formas nitrogenadas reportadas como nitrogênio total (VON SPERLING, 2005; MATOS, 2015). Em SACs, o nitrogênio é removido por volatilização da amônia, desnitrificação, absorção pela planta,

adsorção de amônio e a transformação anaeróbia de amônio em nitrogênio gasoso. A precipitação não é um processo significativo, devido à alta solubilidade do nitrogênio, inclusive quando se encontra em formas inorgânicas (KADLEC; KNIGHT, 1996).

O fósforo presente em águas residuárias encontra-se nas formas inorgânica e orgânica, sendo essa, a maior fração, podendo estar presente nas macrófitas e seus resíduos, estando em suspensão ou dissolvida. Já o fósforo inorgânico é encontrado na forma de ortofosfato e polifosfatos (VYMAZAL, 2004; MATOS, 2015). A remoção de P ocorrem por assimilação pelas macrófitas e microrganismos; adsorção e reações de troca com o meio suporte e sedimentos; precipitação química na coluna d'água; e sedimentação (CRITES *et al.*, 2005). A fração inorgânica pode também ter sua concentração reduzida no efluente por volatilização e liberação do gás fosfina (KADLEC; WALLACE, 2008), por adsorção, precipitação e complexação pelo material orgânico retido nos SACs. No entanto, sabe-se que pode haver disponibilização de fósforo por dessorção da fase sólida e, ou, alterações químicas no meio que possibilitem a mineralização do material orgânico retido nos SACs, o que ocorre principalmente após longos períodos de utilização desses sistemas, quando os sítios do substrato estão saturados e/ou por manutenção inadequada das espécies vegetais (VYMAZAL, 2004). A não retirada da massa verde produzida nos SACs, além de reduzir a retirada de nutrientes da água residuária em tratamento, pode implicar em disponibilização de fósforo, nitrogênio e outros elementos químicos (KADLEC; WALLACE, 2008).

Existem poucas informações sobre o comportamento de metais alcalinos em SACs utilizados no tratamento de águas residuárias, pois estes constituintes não são, normalmente, monitorados. Entretanto, o sódio e o potássio estão incluídos entre os cátions que, quando presentes em altas concentrações, podem ser absorvidos em excesso pelas plantas, causando-lhes problemas de intoxicação. Por essa razão, para que não ocorram problemas operacionais nos SACs-EHSS, suas concentrações devem ser mensuradas e consideradas na água residuária em tratamento (BRASIL *et al.*, 2005). Altas concentrações de potássio e sódio proporcionam desbalanço químico no meio e podem causar prejuízo à absorção de cálcio e magnésio pelas plantas (MATOS *et al.*, 2014a; 2014b).

Matos *et al.* (2010a) e Fia *et al.* (2015) monitoraram Na e K no tratamento de água residuária da suinocultura (ARS) e observaram que as concentrações efluentes dos dois íons ficaram muito próximas às das concentrações afluentes, demonstrando pequena capacidade do sistema em reter e/ou remover o sódio. As baixas remoções se devem ao baixo requerimento de sódio pelas plantas, já que não é nutriente para boa parte dessas, e por não formar complexos orgânicos tal como ocorre com o potássio (LO MONACO *et al.*, 2002) não tendo, dessa forma, relevantes retenções físicas nos SACs.

3.3 Macrófitas em SACs

As plantas cultivadas em SACs-EHSS são denominadas "macrófitas", seguido ou não do adjetivo "aquáticas", pois são plantas adaptadas a ambientes alagados. Esse termo inclui plantas vasculares aquáticas (angiospermas, coníferas e samambaias) além dos musgos (KADLEC; WALLACE, 2008). Atualmente, o termo "aquáticas" tem sido contestado, tendo em vista que espécies de ambiente não alagado têm sido cultivadas, com sucesso, nesses sistemas, em razão de adaptações anatômicas. Uma das respostas morfo-anatômicas mais comuns à hipoxia e à anoxia é a formação de aerênquima e raízes adventícias em plantas submetidas a períodos relativamente longos de alagamento ou encharcamento do solo. Tais adaptações visam a captura e o transporte de oxigênio para os tecidos submersos (ARMSTRONG *et al.*, 1994). Espécies de ambientes propensos a alagamento frequentemente têm maior proporção de aerênquimas do que aquelas que nunca ou raramente sofrem alagamento e apresentam maior habilidade em responder rapidamente ao alagamento, aumentando a proporção de aerênquimas no tecido vegetal (JUSTIN; ARMSTRONG, 1987). Tal comportamento sugere que a presença e proporção de aerênquimas no tecido vegetal seja um mecanismo de adaptação das plantas ao meio saturado de água.

Segundo Campos (1999), macrófitas podem transferir de 5 a 45 g m⁻² d⁻¹ de oxigênio em áreas alagadas, o que representa capacidade de oxidação de razoável carga orgânica (FREITAS, 2006).

As macrófitas, como todos os outros organismos fotoautotróficos, utilizam energia solar para assimilar carbono inorgânico da atmosfera na produção de matéria

orgânica, que servirá de fonte de energia para seres heterotróficos (animais, bactérias e fungos) (BRIX, 1997). Em função da presença de luz e oferta constante e abundante de água e nutrientes em SACs-EHSS, a produtividade vegetal nesse ecossistema é muito elevada. Associada a esta grande produção de biomassa vegetal, tem-se, também, alta atividade heterotrófica, com elevada capacidade na decomposição e transformação da matéria orgânica e outras substâncias (BRIX, 1994). A rizosfera é um ambiente ativo e proporciona condições favoráveis para se ter uma comunidade microbiana diversificada e numerosa, sobretudo na região de influência do oxigênio transportado pelos aerênquimas.

As macrófitas proporcionam a oxigenação da zona radicular, criando uma zona aeróbia juntamente ao sistema radicular, sendo necessário manter concentrações de oxigênio para impedir apodrecimento das raízes. Dessa maneira, o tipo de espécie a ser cultivada influencia no tamanho das zonas aeróbias, nos SACs. A maneira como as plantas reagem à falta de oxigênio na rizosfera dos SACs-EHSS e o grau de adaptação de cada espécie a esses ambientes alagados é variável. O fato de que plantas adaptadas às condições anóxicas na rizosfera poderem sobreviver deve-se à capacidade que a planta tem em fornecer oxigênio da atmosfera para seu sistema radicular, sendo o transporte de ar da atmosfera até os rizomas e raízes finas efetuado através de áreas específicas dos aerênquimas (STOTTMEISTER *et al.*, 2003). Esse mecanismo é de grande importância no tratamento de águas residuárias, pois a liberação constante de oxigênio na rizosfera no tratamento de águas residuárias, uma vez que proporciona a degradação aeróbia de compostos orgânicos e o crescimento de bactérias nitrificantes (BRIX, 1994).

Segundo Brix (1997), extensos sistemas radiculares em plantas cultivadas em SACs possibilitam maior contato das raízes com a água residuária em tratamento, facilitando a absorção de nutrientes/poluentes, além de disponibilizar maior superfície para aderência de microrganismos, principalmente bactérias e protozoários, essenciais na degradação de substâncias orgânicas.

Stottmeister *et al.* (2003) apresentam como desvantajosa a presença de plantas em SACs, ao destacarem que parte dos poros do meio são ocupados pelas raízes e biofilme formado, o que tenderia a contribuir para precoce colmatção desses sistemas. No entanto, sabe-se que, por outro lado, o crescimento radicular e a degradação das partes mortas das raízes proporcionam a desocupação desses poros

nos SACs, estabilizando a condutividade hidráulica no meio e os processos de remoção de poluentes de natureza física.

Além da disponibilização de oxigênio, essencial para o crescimento de microrganismos aeróbios, as plantas contribuem positivamente para a degradação de substâncias orgânicas poluentes, com a liberação de exsudatos pelas raízes, dentre eles carboidratos, vitaminas, ácidos orgânicos, aminoácidos, ácidos benzoicos, fenóis. Muitos desses exsudatos favorecem o crescimento de microrganismos, o que concorre para o aumento na capacidade de degradação de poluentes na rizosfera de SACs.

Para que possam contribuir positivamente no desempenho dos SACs é necessário, no entanto, que as macrófitas utilizadas apresentem um conjunto de características que favoreçam a remoção e a adaptação ao meio na qual serão inseridas. As espécies devem apresentar rápido estabelecimento, alta taxa de crescimento, grande capacidade de assimilação e estoque de nutrientes na biomassa, tolerância às características físicas e químicas da água residuária tratada e às condições climáticas locais (TANNER, 1996). Devem conter características fisiológicas que garantam sua sobrevivência, mesmo em condições extremas, tal como meio excessivamente redutor; acidez ou alcalinidade; presença de componentes tóxicos, tais como fenóis, substâncias tensoativas, metais pesados e biocidas; e/ou de elevada salinidade (STOTTMEISTER *et al.*, 2003). As plantas devem se desenvolver bem em ambientes encharcados, com rusticidade suficiente e alto poder de dominação (capacidade de se sobressair em relação a outras espécies vegetais), além de apresentar valor nutricional para alimentação animal (MATOS *et al.*, 2008c), caso seja essa a opção para destinação da parte aérea cortada.

Para a remoção de metais e poluentes orgânicos presentes em águas residuárias, é necessário selecionar espécies tolerantes que sejam capazes de produzir grande biomassa na parte aérea e desenvolver um sistema radicular saudável (GUITTONNY-PHILIPPE *et al.*, 2015). Baseado nisso, espécies vegetais silvestres que se desenvolvem próximos a emissários industriais poderiam ser adequadas para cultivo em SACs, no tratamento de efluentes industriais (GUITTONNY-PHILIPPE *et al.*, 2015).

A capacidade assimilativa de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, pelas macrófitas em SACs-EHSS varia com a espécie cultivada. Macrófitas podem

apresentar alta produtividade e, com isso, removerem considerável quantidade de nutrientes, embora isso dependa da carga aplicada nos SACs-EHSS. Brix (1994) relatou que macrófitas emergentes, como a taboa (*Thypha latifolia*) são capazes de remover entre 1000 a 2500 kg ha⁻¹ano⁻¹ de nitrogênio e 50 a 150 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de fósforo. Matos *et al.* (2011) obtiveram remoções anuais de 1.236 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N, 180 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de P, 894 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de K e 5,5 kg ha⁻¹ano⁻¹ de Na, no cultivo de capim-napier (*Pennisetum purpureum*), em SACs-EHSS, no tratamento de água residuária de laticínio (ARL). Remoções de até 1.297 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N, 209 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de P, 1.776 kg ha⁻¹ano⁻¹ de K e 161 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de Na foram obtidas por Matos *et al.* (2009a), no cultivo da alternanthera (*Alternanthera philoxeroides*), em SAC utilizado no tratamento de água residuária da suinocultura (ARS). Desta maneira, os ecossistemas alagados podem atuar simultaneamente como fonte, dreno e transformadores de nutrientes e substâncias orgânicas, devendo ser essa habilidade explorada em processos em que se objetiva alcançar melhorias na qualidade da água (BRIX, 1997).

Dentre 42 trabalhos brasileiros publicados entre os anos de 1998 e 2011, a *Typha* spp. se destaca como sendo a macrófita mais cultivada em SACs-EHSS, seguida de *Eleocharis* spp. E *Zizaniopsis* spp. (SEZERINO *et al.*, 2015). Nos trabalhos consultados, foram utilizadas espécies como taboa (*Thypha* sp.) (FIA *et al.*, 2012; 2014; MATOS *et al.*, 2009; 2010; 2013; MENDONÇA *et al.*, 2015), alternanthera (*Alternanthera* sp.) (MATOS *et al.*, 2009, 2010), capim-tifton 85 (*Cynodon* spp.) (FIA *et al.*, 2012; 2014, MATOS *et al.*, 2009; 2010; 2012), capim-elefante cv. Napier (*Pennisetum purpureum* Schum) (MATOS *et al.*, 2010; 2012), azevém (*Lolium multiflorum*) (FIA *et al.*, 2010b), aveia preta (*Avena strigosa* Schreb) (FIA *et al.*, 2010b; EUSTÁQUIO JÚNIOR *et al.*, 2012), menta aquática (*Mentha aquatica*) (AVELAR *et al.*, 2015), plantas ornamentais como o lírio amarelo (*Heimerocallis flava* L.) (PRATA *et al.*, 2013) e lírio do brejo (*Hedychium coronarium*) (MENDONÇA *et al.*, 2015), entre outras.

3.3.1. O capim-tifton 85

As gramíneas do gênero *Cynodon* são frequentemente recomendadas como forrageiras para a alimentação de bovinos e equinos, em todo o mundo, por se adaptarem bem tanto a regiões tropicais como subtropicais (VILELA; ALVIM, 1998). O gênero *Cynodon* tem participado da agricultura do sudeste e norte dos EUA (região de clima temperado) há mais de 250 anos, enquanto que, no Brasil acredita-se que o gênero foi introduzido na década de 1990 (ATHAYDE *et al.*, 2013). Nos últimos anos, têm surgido forrageiras promissoras do gênero *Cynodon*, resultantes de trabalhos de melhoramento genético realizados por pesquisadores das universidades americanas da Geórgia e da Flórida (HILL *et al.*, 1993), sendo o capim-tifton 85 um dos resultantes desses trabalhos.

O capim-tifton 85 é um híbrido resultante do cruzamento do capim-tifton 68 com uma espécie (PI 290884) oriunda da África do Sul. É caracterizado por possuir crescimento prostrado, ser uma planta perene, estolonífera; possuir rizomas, que são caules subterrâneos responsáveis pela manutenção das reservas de carboidratos e nutrientes e que proporcionam grande resistência às diferentes condições do meio (secas, geadas, fogos e pastejos baixos); apresentar hastes longas e folhas largas, de coloração verde escura, pouca pilosidade e porte relativamente alto (seu relvado pode chegar até 1 m de altura) (MATOS *et al.*, 2008). Esse capim apresenta elevada produtividade de forragem de alta qualidade; grande diversidade de utilização, sendo recomendado tanto para fenação como para pastejo; baixa susceptibilidade a doenças; adaptação a variados tipos de solo, proporcionando excelente cobertura e controle de erosão; além de suportar grande variação climática (BURTON *et al.*, 1993).



Figura 1: SAC cultivado com capim-tifton 85.

O capim-tifton 85 é amplamente utilizado para produção de feno devido às suas características estruturais favoráveis à rápida desidratação, como hastes finas e alta relação folha/colmo (DOMINGUES, 2009). Entre as várias gramíneas, a espécie *Cynodon dactylon* (capim-tifton 85) é a forrageira com maior digestibilidade animal (HILL *et al.*, 2001). A matéria seca produzida, quando cultivada em boas condições de manejo e adubação, é de boa qualidade, proporcionando bom desempenho animal na produção de leite e carne (CECATO; BORTOLO, 1999).

Stefanutti *et al.* (1999) estudaram o desempenho do capim-tifton 85 cultivado em rampas de tratamento de esgoto doméstico na remoção de nutrientes do solo e consideraram esse capim eficiente e apropriado para cultivo nessas condições, por apresentar fechamento homogêneo e denso, além de possuir rápida recuperação após o corte. Em estudo realizado por Matos *et al.* (2008), objetivando avaliar o desempenho de SACs cultivados com capim-tifton 85 submetidos a diferentes taxas de aplicação de carga orgânica de ARL, os autores concluíram que o capim-tifton 85 se adaptou bem aos SACs, apresentando grande produtividade de matéria seca e proteína bruta e alta capacidade em remover nutrientes e sódio. Queiroz *et al.* (2004) avaliaram o desempenho de espécies forrageiras (capim-quicuí da Amazônia, capim-braquiária, capim-coastcross e capim-tifton 85) cultivadas em rampas de tratamento de ARS, por escoamento superficial, e verificaram que, dentre as gramíneas forrageiras avaliadas, o capim-tifton 85 foi o que se mostrou mais adequado para cultivo dada à sua alta produtividade e capacidade de extração de

nutrientes. A espécie também demonstrou rápida recuperação após o corte e boa cobertura do solo, reduzindo o tempo de exposição do solo à erosão, a formação de caminhos preferenciais pela água residuária escoada e o desenvolvimento de espécies invasoras, no local.

Ao avaliarem o comportamento agrônômico e a extração de macronutrientes pela taboa e pelo capim-tifton 85, no tratamento de ARS em SACs submetidos a diferentes cargas orgânicas, Fia *et al.* (2011) observaram que o capim-tifton 85 foi a espécie vegetal que apresentou maior capacidade extratora de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), P, K, Cu e Zn, tendo sido obtidos, durante 120 dias de cultivo das plantas nos SACs, respectivamente, valores de 443 a 540 kg ha⁻¹ (1329 a 1620 kg ha⁻¹ ano⁻¹), 86 a 99 kg ha⁻¹ (258 a 297 kg ha⁻¹ ano⁻¹), 193 a 241 kg ha⁻¹ (579 kg a 723 kg ha⁻¹ ano⁻¹), 0,77 a 2,17 kg ha⁻¹ (2,31 a 6,51 kg ha⁻¹ ano⁻¹), e 1,21 a 3,68 kg ha⁻¹ (3,63 a 11,04 kg ha⁻¹ ano⁻¹)

Moraes (2012) avaliou a influência da sazonalidade e da presença de plantas no desempenho de SACs-EV alimentados intermitentemente, utilizados como estágio único no tratamento de esgoto sanitário bruto. O autor observou que o capim-tifton 85 apresentou papel secundário na remoção de nitrogênio e fósforo, sendo responsável pela absorção de apenas 0,74% do P total e de, aproximadamente 6,4% do N total aplicados. No referido experimento, a carga aplicada foi de 12 g m⁻² d⁻¹ de NTK, 150 g m⁻² d⁻¹ de SST e 184 g m⁻² d⁻¹ de DQO, não sendo informada a quantidade de P adicionada ao SAC. Aumento da participação da remoção dos citados nutrientes poderia ser de maior magnitude caso a carga aplicada, via água residuária, fosse menor.

3.3.2.O capim-vetiver

O capim-vetiver, *Vetiveria zizanioides* (L.) Nash, foi reclassificado, recentemente, como *Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty. A espécie é originária da Índia e foi indicada, em 1980, pelo Banco Mundial, para a conservação de solos (VELDKAMP, 1999). Trata-se de uma planta da família das gramíneas (Poaceae), sendo uma herbácea, perene, cespitosa (em moita), conhecida mundialmente pelo óleo essencial extraído de sua raiz e utilizado na indústria farmacêutica, como

aromatizante e fixador de perfumes; por ser matéria-prima de flavorizantes utilizados na indústria alimentícia; além de ser utilizado como inseticida natural. O sistema radicular é fino e denso, podendo atingir de 3 a 4 m e possui caules eretos e rígidos (TRUONG et al.,2008).

O capim-vetiver não possui rizomas, seu sistema radicular é fasciculado, profundo, extenso e penetrante, de crescimento rápido (PEREIRA, 2006). Essa gramínea possui algumas características diferenciais e relevantes, que podem ser atrativas na sua escolha da espécie para integrar o sistema de tratamento de efluentes. O capim-vetiver suporta grandes variações de temperatura (de -15°C a 55 °C) e de disponibilidade hídrica (secas prolongadas, inundações, submersões etc.), sendo recomendado seu cultivo, por exemplo, em unidades de tratamento de águas residuárias em que sua aplicação seja intermitente. Apresenta grande resiliência, com habilidade para voltar a crescer rapidamente depois de ter sido afetado por secas, geadas, salinidade e condições adversas; é altamente eficiente na absorção de nutrientes dissolvidos e metais pesados em águas residuárias; possui alto nível de tolerância a herbicidas e pesticidas; possui alta resistência a pragas, doenças e incêndios; além de ser altamente tolerante a diferentes faixas de pH e teores de Al, Mn e metais pesados, como As, Cd, Cr, Ni, Pb, Hg, Se e Zn, nos solos (TRUONG et al.,2008).



Figura 2: SAC cultivado com capim-vetiver.

Em condições tropicais, quentes e úmidas, o capim-vetiver cresce rapidamente, podendo sua produtividade superar $100 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, enquanto que em

climas temperados, essa gramínea mantém alta atividade fotossintética, característica que torna o cultivo desse capim ser recomendável para a fitorremediação de áreas contaminadas, em diferentes partes do mundo (DANH *et al.*, 2009).

Em razão da sua alta resistência às adversidades ambientais, o capim-vetiver atua como planta pioneira, estabelecendo-se em condições hostis e criando microclimas, os quais possibilitam o desenvolvimento de espécies nativas (TRUONG; LOCH, 2004; CAZZUFFI *et al.*, 2006). Por esta razão, o capim-vetiver foi bastante utilizado na década de 1980, para a conservação de solos agrícolas. Em meados dos anos 90, descobriu-se sua capacidade de estabilização de encostas e taludes e, a partir do ano 2000, passou também a ser utilizado em sistemas de tratamento de águas residuárias (VIERITZ *et al.*, 2003).

A evidência do capim-vetiver em ter maior capacidade de extração de nitrogênio e fósforo de águas residuárias em relação a outras espécies vegetais, proporcionou crescente interesse no cultivo desse capim em sistemas de reutilização de água na Austrália (VIERITZ *et al.*, 2003). Devido à sua elevada taxa de crescimento somada à sua tolerância a diferentes condições ambientais, pode ser utilizado em larga escala no tratamento de efluentes, desde que tenha sua parte aérea periodicamente cortada, pois a colheita não só estimula o crescimento vegetativo como também exporta nutrientes (VIERITZ *et al.*, 2003; TRUONG *et al.*, 2008).

Segundo Cull *et al.* (2000), pesquisas conduzidas na Ásia mostraram que o capim-vetiver possui rápida, constante e alta capacidade na remoção de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, além de grandes quantidades de agroquímicos e metais pesados. As afirmações foram corroboradas por Andrade *et al.* (2009), que ao conduzirem pesquisas realizadas em plantas hidropônicas, verificaram acúmulo de até 19.800 mg de chumbo por kg de matéria seca da raiz e 3.350mgkg^{-1} nos tecidos da parte aérea dessa espécie vegetal, indicando seu grande potencial de cultivo em áreas contaminadas. Ucker e Almeida (2013), ao avaliarem o desempenho de SACs cultivados com capim-vetiver na remoção de nutrientes presentes no esgoto doméstico, observaram que os módulos de tratamento com a presença do capim-vetiver e escoamento do esgoto a 5cm da superfície do substrato foram superiores (remoção de 90,5% do fósforo total e de 93,9% do nitrogênio) aos demais tratamentos. Ramos (2011) comparou o desempenho de SACs cultivados com o capim-vetiver e com erva de bicho (*Polygonum punctatum*) no tratamento de ARS. O

autor verificou que a erva de bicho apresentou maior produtividade de matéria seca que o capim-vetiver, $2,79 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ($10.183 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e $1,91 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ($6.971 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), respectivamente para uma taxa de aplicação de $38.069 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de nitrogênio, via água residuária, produtividades que podem ser consideradas muito baixas. Maior eficiência na remoção de nitrogênio pela biomassa aérea em relação ao aporte de nutrientes foi verificada no cultivo da erva de bicho, 1,54% contra 1,10% do vetiver, todavia, o autor verificou que, com o cultivo do capim-vetiver foi obtida eficiência de remoção de 1,19% contra 0,81% da erva de bicho na remoção de nitrogênio. Zaparoli (2011) obtiveram, em SACs verticais, produtividades de matéria seca que variaram de $25,75$ a $33,97 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (93.987 a $123.990 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) de capim-vetiver e de $20,55$ a $21,36 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (75.007 a $77.964 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) de taboa.

3.4. Tempo de detenção hidráulica nos SACs-EHSS

Em relação ao tempo de detenção hidráulica (TDH) nos SACs-EHSS, Metcalf e Eddy (1991) sugerem valores entre 4 e 15 dias em SACs de escoamento subsuperficial, embora menores TDHs sejam frequentemente citados em diversos trabalhos e em diferentes condições climáticas. Lu et al. (2009), ao estudarem a desnitrificação em três SACs plantados com *Canna*, *Zizania caduciflora* e *Lythrum salicari* na China, utilizaram TDH de 1 dia. Zaparoli (2011), estudando mecanismos de remoção de nitrato em SACs-EV cultivados com taboa e capim-vetiver, no Brasil, utilizou, numa fase do tratamento, TDH de 3 dias e noutra 1 dia. Henares (2008) utilizou TDH de 12 horas em SACs cultivados com macrófitas aquáticas flutuantes (*Salvinia molesta* e *Eichhornia crassipes*) no tratamento de efluentes de carcinocultura, no Brasil. Avelar et al. (2015) avaliaram SACs-EHSS cultivados com *Mentha aquatica* e operado sob diferentes TDHs (1,5 a 6 dias) submetido a diferentes taxas de carga orgânica, no Brasil. Brasil et al. (2005) avaliaram SACs-EHSS cultivados com taboa (*Typha* sp.) e operado sob dois TDHs (1,9 e 3,8 dias) e diferentes taxas médias de carga orgânica, no Brasil.

Especula-se que maiores TDHs proporcionam maiores eficiências de remoção de matéria orgânica, sólidos em suspensão e nutrientes, estes, devido ao maior tempo em contato com o substrato e raízes das macrófitas.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Descrição Geral

O experimento foi conduzido na Área Experimental de Tratamento de Resíduos Urbanos (AETRU) do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa - DEA/UFV, em Viçosa-Minas Gerais, tendo como coordenadas geográficas: latitude 20° 45' 14" S, longitude 42° 52' 53" W e altitude média de 650 m.

A água residuária utilizada no experimento foi o esgoto sanitário bruto, proveniente do Condomínio Bosque Acamari. O efluente foi conduzido até a Estação Elevatória de Esgoto, sendo, então, bombeado para a área experimental, sendo acondicionado em reservatório de distribuição, sem receber nenhum tratamento prévio. O esgoto sanitário foi bombeado uma vez ao dia, por meio da estação elevatória até o reservatório, cujo volume era de 5.000 L. Em seguida, por gravidade, o efluente era conduzido diretamente para os SACs-EHSS. No reservatório, em função da sedimentação dos sólidos, foi considerado haver um tratamento primário do efluente no reservatório.

4.2 Configuração dos SACs-EHSS

Para a avaliação, foram usados três leitos de sistemas alagados construídos com escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS), construídos em paralelo, com fundo concretado e laterais em alvenaria cobertos com lona de 2 mm de espessura. Como substrato de preenchimento dos SACs-EHSS foi utilizada a brita gnáissica # 0, de diâmetro D_{60} igual a 7,0 mm, de Coeficiente de Uniformidade (D_{60}/D_{10}) de 1,6 e volume de vazios de 48,4%. Os SACs-EHSS têm dimensões de 4,0 metros de comprimento por 1,0 metro de largura, com profundidade molhada de 0,25

m. As espécies vegetais cultivadas nos SACs foram o capim-tifton 85 (*Cynodon* spp.) e o capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), sendo a densidade média de plantio de ambos de 12,5 propágulosm⁻². Desta forma, foram avaliados dois SACs cultivados, um com capim-tifton 85 (SAC-EHSST), outro cultivado com capim-vetiver (SAC-EHSSV), e a outra unidade foi mantida não cultivada (SAC-EHSSC), para servir de controle.

O sistema foi implantado em 29 de agosto de 2014, tendo início do fornecimento de esgoto após a brotação dos propágulos. O monitoramento referente ao trabalho começou no primeiro dia de julho de 2015 e prosseguiu até meados de novembro de 2015.

Cada SAC-EHSS, de área superficial de 4 m² e volume molhado (volume do substrato de preenchimento do SAC-EHSS em contato com o esgoto sanitário em tratamento) de 1 m³ foi alimentado com vazão na faixa de 0,53 a 0,80 m³ d⁻¹, correspondente a uma taxa de carregamento orgânico (TCO) de, aproximadamente, 350 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de DBO. O controle da vazão foi feito manualmente, por meio de válvulas tipo torneira. Essa vazão proporcionou um tempo de detenção hidráulica (TDH) entre 0,6 e 0,9 dias, calculado considerando a disponibilidade de espaços vazios no substrato e a vazão diária afluyente (Q) ao sistema (Equação 1).

$$TDH = \frac{n \cdot V}{Q} \quad (1)$$

Em que;

n = porosidade do substrato (m³ m⁻³);

V = Volume total do sistema (m³);

Q = Vazão do sistema (m³ d⁻¹).

O aspecto geral de distribuição dos SACs está apresentado na Figura 3.

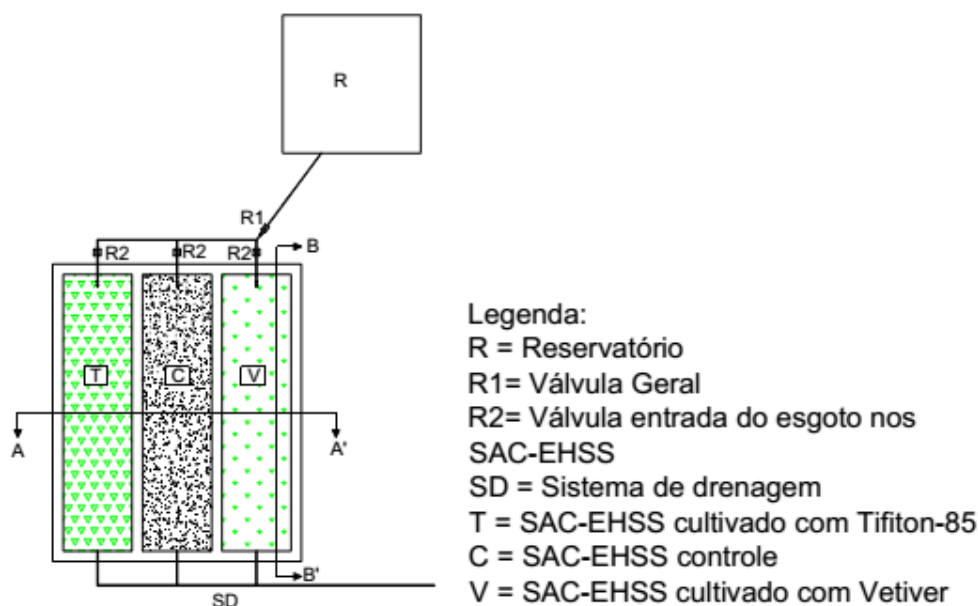


Figura 3: Aspecto geral dos SACs-EHSS utilizados no experimento

4.3 Monitoramento e avaliação do sistema

A cada 30 a 45 dias (dependendo do crescimento), foram efetuados cortes da parte aérea das plantas, no total de 6, durante todo o período experimental. Nas campanhas de corte da parte aérea das plantas, feitos a 0,10 m acima da superfície do substrato, em toda a área dos SACs-EHSS, foram também coletadas amostras de toda a biomassa vegetal (parte aérea mais raízes) presente em uma área de 1,0 m², no início, meio e final de cada SAC-EHSS. No material vegetal coletado, foi separada a parte aérea (toda a massa vegetal produzida acima de 0,10 m acima da superfície do substrato) das raízes, no caso do capim-vetiver, e raízes, estolões e rizomas, no caso do capim-tifton 85. O material vegetal subsuperficial, coletado nos SACs-EHSS foi separado por camadas, em termos de profundidade, para avaliação.

Da biomassa aérea coletada, foi retirada uma subamostra composta, de cada posição do SAC vegetado (início, meio e final), para quantificação da matéria seca, obtida após secagem sob temperatura de 70 °C, até se obter massa constante. Na parte aérea das plantas, foram determinados a massa de matéria seca e os teores de nitrogênio, fósforo, sódio e potássio. A caracterização nutricional das raízes foi

composta das análises de nitrogênio, fósforo, sódio e potássio. Os métodos utilizados serão descritos em sequência.

Com base nas informações de massa coletada, foram calculadas as produtividades por unidade de área superficial, utilizando-se a Equação 2. A capacidade das plantas em extrair nutrientes foi obtida utilizando-se a Equação 3, conforme metodologia preconizada por Matos et al. (2010).

$$PMS = \frac{PMV \cdot MS}{10} \quad (2)$$

$$CEN = (TN \cdot PMS) \cdot 10 \quad (3)$$

Em que;

PMS = produtividade de matéria seca da parte aérea das plantas ($t \text{ ha}^{-1}$)

PMV = produtividade de massa verde na parte aérea das plantas (kgm^{-2});

MS = conteúdo de matéria seca na parte aérea das plantas (dag kg^{-1});

CEN = capacidade de extração de nutrientes pela parte aérea das plantas (kg ha^{-1}); e

TN = teor de nutrientes no tecido vegetal da parte aérea das plantas (dag kg^{-1}).

A evaporação (SAC controle) e a evapotranspiração (SACs cultivados) foram calculadas com base na diferença entre as vazões afluentes e efluentes nos leitos, registradas no período de 24 horas, determinados uma única vez durante o inverno e outra durante a primavera. Nos cálculos de eficiência dos SACs-EHSS na remoção de poluentes (turbidez, SST, DBO, DQO, N, P, K e Na) do esgoto sanitário (Equação 4), foi considerada a evaporação/evapotranspiração determinada em cada estação.

$$EF = \frac{(C_A \cdot Q_A) - [(Q_A - Ev) \cdot C_E]}{(C_A \cdot Q_A)} \cdot 100 \quad (4)$$

Em que;

EF = Eficiência na remoção do poluente (%);

C_A = Concentração de entrada (unidade variável);

Q_A = Vazão afluente ($\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$);

C_E = Concentração efluente (unidade variável);

E_v = evaporação/evapotranspiração nos SACs-EHSS ($m^3 d^{-1}$).

As análises laboratoriais foram realizadas no Laboratório de Qualidade da Água e no Laboratório de Solos e Resíduos Sólidos do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa (UFV), em conformidade com as recomendações do *Standard methods for the examination of water and wastewater* (APHA, 2012), para análise de água residuária, e recomendações da Kiehl (1985) e Matos (2015), para análise de tecido vegetal. A amostragem da água residuária afluyente e efluente dos sistemas foi feita quinzenalmente, durante 5 meses de monitoramento dos SACs-EHSS.

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO) foram obtidas, respectivamente, utilizando-se o método eletrométrico, com incubação das amostras em câmara de incubação, a 20 °C, por 5 dias e leituras feitas no oxímetro (Hach, modelo HQ440D), e pelo método de oxidação química, em refluxo aberto (Marconi- Bateria de extração MA-487). Os sólidos suspensos totais (SST) foram quantificados utilizando-se o método gravimétrico, quantificando-se a massa retida em membranas de fibra de vidro com 0,45 μm de diâmetro de poro. O nitrogênio total foi quantificado de acordo com o processo semi micro Kjeldahl com adição de ácido salicílico, o qual consiste em um procedimento de digestão da amostra para conversão de todo o nitrogênio presente em amônio (NH_4^+) e, posteriormente, em amônia (NH_3), que é, então, quantificada. Os nutrientes potássio e fósforo total, além do sódio, foram quantificados após a digestão nítrico-perclórico das amostras, sendo quantificados (K e Na), em fotômetro de chama (Celm FC-180) e espectrofotômetro (P) (Oleman 33-D). O potencial hidrogeniônico (pH) foi medido com o auxílio do peagâmetro de bancada (Quimis 243/3), a turbidez foi determinada por turbidímetro (Policontrol AP-2000), utilizando-se o método nefelométrico, e a condutividade elétrica foi medida utilizando-se um condutivímetro de bancada (marte MB-11). As principais características físicas, químicas e bioquímicas do esgoto sanitário afluyente aos SACS estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1: Características físicas, químicas e bioquímicas do esgoto sanitário

Características	Unidade	Valores
-----------------	---------	---------

pH	-	6,7± 0,3 ⁽¹⁰⁾
CE	μS cm ⁻¹	867,3 ± 64,8 ⁽¹⁰⁾
DBO₅	mg L ⁻¹	207± 28 ⁽¹⁰⁾
DQO	mg L ⁻¹	406± 30 ⁽¹⁰⁾
Turbidez	UNT	88,7± 4,6 ⁽¹⁰⁾
SST	mg L ⁻¹	223± 41 ⁽¹⁰⁾
N-total	mg L ⁻¹	53,7± 7,8 ⁽¹⁰⁾
P-total	mg L ⁻¹	7,6± 1,3 ⁽¹⁰⁾
Potássio	mg L ⁻¹	14,9 ± 2,3 ⁽¹⁰⁾
Sódio	mg L ⁻¹	48,4± 4,7 ⁽¹⁰⁾

(a) - Entre parênteses o número de amostragem considerada no cálculo das médias e desvio padrão.

Com base na vazão e concentração do poluente no esgoto doméstico, foi calculada a carga de aporte diário de poluentes nos SACs-EHSS, no período experimental, apresentada na Tabela 2.

Tabela 2: Cargas de nutrientes e sódio aplicadas durante o período de experimentação.

Amostragem	Carga *						
	DBO	DQO	SST	Nitrogênio	Fósforo	Potássio	Sódio
	kg ha ⁻¹ d ⁻¹			g m ⁻² d ⁻¹			
1 ^a	350	580,0	396,2	7,56	0,78	2,38	6,95
2 ^a	350	460,8	373,9	8,19	0,99	1,90	6,60
3 ^a	350	755,1	417,1	9,91	1,50	3,07	9,48
4 ^a	350	810,7	431,7	10,77	1,24	2,82	8,50
5 ^a	350	696,4	290,9	9,90	1,29	1,83	6,73
6 ^a	350	718,2	278,7	7,92	1,14	2,70	8,34
7 ^a	350	774,4	484,8	12,66	1,38	2,64	10,35
8 ^a	350	716,9	304,2	7,42	1,58	2,07	8,76
9 ^a	350	848,5	389,5	10,43	1,77	3,29	10,93
10 ^a	350	629,2	426,5	7,22	1,31	3,01	6,68
Médias	350	699,0	379,4	9,20	1,30	2,57	8,33

*Calculada com base nos resultados obtidos em 10 amostragens de esgoto sanitário durante o período de condução do experimento.

O aporte total de nutrientes ou sódio aos SACs-EHSS, durante o período de experimentação, foi obtido pelo somatório das massas de nutrientes e sódio contidas no afluente aplicadas quinzenalmente, por meio da Equação 5:

$$ATN = CN_A \cdot V_A \quad (5)$$

Em que:

ATN= aporte de nutrientes ou sódio no SAC no período de experimentação (kg);

CN_A= concentração média do nutriente ou sódio no afluente (kg m⁻³);

V_A= volume total de afluente aplicado no período de experimentação (m³).

A quantificação da participação das plantas na remoção dos nutrientes e sódio do esgoto sanitário em tratamento nos SACs-EHSS foi calculada a partir da massa removida, obtida considerando-se os valores de produtividade da matéria seca, em cada corte, e as respectivas concentrações de nutrientes e sódio na parte aérea de cada espécie vegetal, conforme apresentado na Equação 6.

$$MN_{MS}=CN_{MS}.MS \quad (6)$$

Em que:

MN_{MS}= massa de nutriente ou sódio na matéria seca da parte aérea das plantas (kg);

CN_{MS}= concentração do nutriente ou sódio na matéria seca da parte aérea das plantas (kg kg⁻¹);

MS= massa da matéria seca (kg).

A massa de nutriente total removida foi obtida através do somatório dos valores obtidos para cada corte. A participação da remoção via absorção pela parte aérea na remoção total no sistema (%) foi obtida pela razão entre a massa do nutriente ou sódio na matéria seca da parte aérea das plantas ea massa total de aporte do respectivo nutriente, conforme Equação 7:

$$ER_p = \frac{MNT_{MS}}{ATN} \cdot 100 \quad (7)$$

Em que:

ER_p= Eficiência na remoção de nutrientes ou sódio pelas plantas (%);

MNT_{MS}= Massa total do nutriente ou sódio removida via corte da parte aérea das plantas (kg);

ATN= Aporte total de nutriente ou sódio aos SACs-EHSS (kg).

A determinação do volume da raiz foi realizada colocando-se as raízes em recipiente graduado, contendo um volume conhecido de óleo de soja e a diferença proporcionada no volume da proveta, pela introdução das raízes, foi considerada equivalente ao volume de raízes. Para o cálculo da massa e do volume de raízes, foram utilizadas duas mudas de plantas, coletadas em cada posição de cultivo nos SACs.

A composição nutricional das raízes foi analisada de acordo com a profundidade das mesmas no leito. Para o capim-tifton 85, as profundidades analisadas foram 5, 10 e 15 cm. No que se refere ao capim-vetiver, analisou-se a composição nutricional das raízes, nas profundidades de 8, 16 e 24 cm.

No final do período de monitoramento dos SACs-EHSS, foram feitas escavações no meio suporte para medição da profundidade atingida pelas raízes das plantas no substrato de preenchimento dos SACs. Essas escavações foram feitas em locais predefinidos, seguindo-se o posicionamento: no início, no meio e no final de cada SAC.

O experimento foi planejado no delineamento em blocos casualizados (DBC), tendo-se as 10 coletas como repetições, nas análises de afluente e efluente. Em relação à massa vegetal, o experimento foi planejado no delineamento inteiramente casualizado (DIC) em parcelas subsubdivididas, tendo-se o tratamento A como as espécies avaliadas (capim-tifton e capim-vetiver), o tratamento B como as posições de cultivo no leito dos SACs (início, meio e final), o tratamento C como as estações do ano (inverno e primavera) e três repetições.

Os dados foram analisados por meio de análise de variância e as médias comparadas utilizando-se o teste Tukey, adotando-se o nível de significância 5%. Para analisar a normalidade e homogeneidade dos dados, foi utilizado os testes de Shapiro-Wilk e Cochran, respectivamente. Para os dados que não atenderam as pressuposições da normalidade e homogeneidade, foi feita a transformação dos mesmos. De acordo com Box e Cox (1964), os estudos das relações entre médias e variâncias de tratamentos pode sugerir uma transformação apropriada dos dados. Para o processamento e análises dos dados, foi utilizado o *software* Assistat[®] Versão 7.7 Beta (SILVA; AZEVEDO, 2002).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Condições ambientais

Os valores médios diários de temperatura e umidade relativa do ar ocorridos em Viçosa, durante todo o período de monitoramento experimental, conforme os dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), estão apresentados na Figura 4.

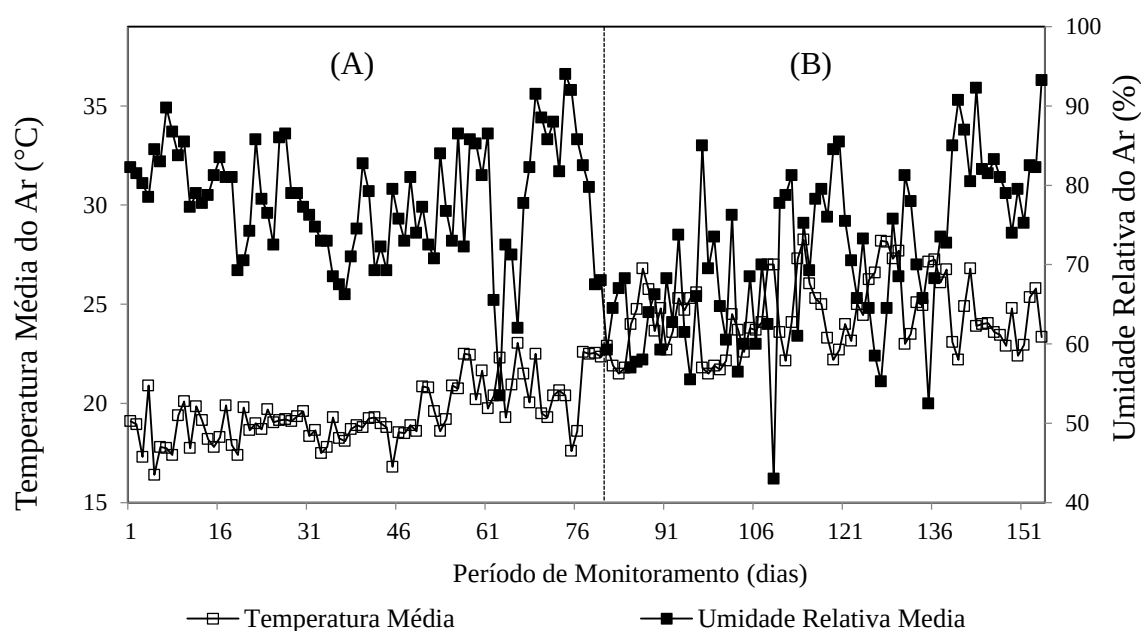


Figura 4: Temperatura e umidade relativa média do ar durante o período de monitoramento dos SACs-EHSS. A= inverno, B=primavera.

No período correspondente à estação do inverno (A), a temperatura média do ar foi de 19,7°C, sendo a máxima e a mínima, registradas no período, de 33,2°C e 9,2°C e a umidade relativa média de 77,3%. No período correspondente à estação da primavera, a temperatura média foi de 24,6°C, sendo a máxima e a mínima registrada no período de 37°C e 13,6°C e a umidade relativa média de 71,8 %. A temperatura e umidade relativa do ar no período da primavera, proporcionam as melhores condições de desenvolvimento das espécies em estudo, uma vez que, nesse período, foi verificada maior produtividade.

Durante o período do inverno, ocorreram apenas 13 eventos de chuva, sendo os mais expressivos ocorridos no da 27º dia de experimento (26,4 mm) e no 70º de experimento (34 mm), sendo total da lâmina precipitada durante esse período de 110,2 mm (Figura 5).

No período experimental da primavera (B), as precipitações foram mais recorrentes (19 eventos de chuva), sendo as mais expressivas ocorridas nos dias 23 de novembro (33,2 mm) e entre os 140º, 141º e 145º dias de experimento (63,8 mm, 44,9 mm e 34 mm, respectivamente). A lâmina total precipitada neste período foi de 252,9 mm. Acredita-se que essas ocorrências de precipitação não tenham influenciado os resultados de análise da concentração de poluentes na água residuária em tratamento, por não terem coincidido com os dias antecedentes às amostragens, salva exceção em relação às amostras de efluente e afluente coletadas no dia 71º dia de experimento, em que no dia anterior ocorreu uma chuva de 16,6 mm.

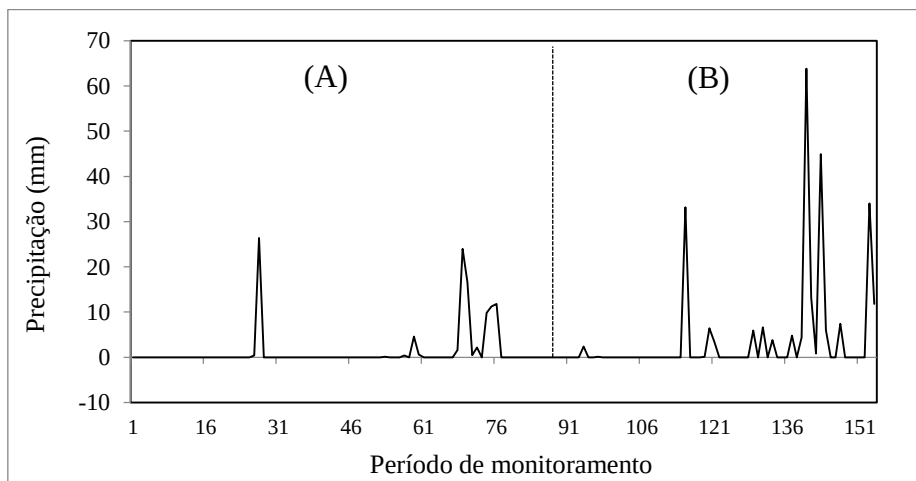


Figura 5: Precipitação durante o período de monitoramento dos SACs-EHSS.

A evapotranspiração média dos SACs-EHSS cultivados no período do inverno (A) foi de 9,6 mm d⁻¹ no SAC-EHSS cultivado com o capim-vetiver e de 6,75 mm d⁻¹ no cultivado com o capim-tifton 85, enquanto a evaporação no SAC-EHSS sem cultivo vegetal foi de 4,8 mm d⁻¹. No período da primavera (B), a evapotranspiração média no SAC-EHSS cultivado com capim-vetiver foi de 11,85 mm d⁻¹ e no cultivado com o capim-tifton 85 foi de 8,25 mm d⁻¹, sendo a evaporação no SAC-EHSS sem cultivo vegetal de 5,1 mm d⁻¹. As diferenças nas lâminas evapotranspiradas e evaporadas nas duas estações do ano em que os SACs foram

monitorados estão associadas à maior demanda evaporimétrica e transpiração das plantas, decorrentes das alterações das condições climáticas do inverno e primavera. Torna-se importante destacar que a evapotranspiração pode diminuir o fluxo volumétrico, aumentando assim, o tempo de detenção hidráulica e aumentando as concentrações dos constituintes dissolvidos no meio (BEEBE *et al.*, 2014).

A maior evapotranspiração observada no SAC cultivado com o capim-vetiver decorre do fato desse capim-vetiver apresentar maior área foliar do que o capim-tifton 85, o que, porém, foi constatado apenas por análise visual dos SACs-EHSS.

5.2 Desenvolvimento, produtividade e capacidade extratora do capim-tifton 85 e capim-vetiver

5.2.1. Comportamento das plantas e adaptação às condições de cultivo nos SACs-EHSS

Durante o período de avaliação dos SACs, o capim tifton-85 e o capim-vetiver não apresentaram sintomas de fitotoxicidade, mantendo aspectos saudáveis, mesmo na zona de distribuição do afluente. Por outro lado, houve registro no dia 27 de agosto de 2015, de uma ligeira proliferação de lagartas no capim-vetiver, que, no entanto, foram controladas com aplicação do inseticida *Decis*, um dia após a observação da presença das mesmas.

5.2.2 Matéria seca das plantas

A produtividade de biomassa é uma das variáveis escolhidas para avaliar o desempenho dos capins cultivados em SACs. Na Tabela 3, está apresentada a produtividade de matéria seca da parte aérea das plantas, obtida a partir dos cortes efetuados durante as estações climáticas avaliadas. Pela análise dos valores presentes na tabela, fica evidenciado o efeito da sazonalidade no valor dessa variável, já que os

cortes 1, 2 e 3 foram efetuados durante a estação do inverno e os cortes 4, 5 e 6 ocorreram durante a primavera. Os maiores valores observados de produtividade de ambos os capins foram obtidos nos cortes 4, 5 e 6 e estão associadas às mais altas temperaturas observadas durante a primavera.

Tabela 3: Produtividade média de matéria seca dos capins cultivados nos SACs-EHSS durante as estações climáticas avaliadas

Produtividade média (Mg ha⁻¹)	
Inverno	2,09 b
Primavera	3,92 a
DMS	0,59

- (1) Médias seguidas por letras iguais não diferem, pelo teste de Tukey, a 5% de significância. DMS= diferença mínima significativa.

No que se refere aos tratamentos A e B (tipos de capim e posições no leito, respectivamente), não foram observadas diferenças significativas ($p < 0,05$) entre eles, ou seja, as espécies não diferiram entre si e entre as três posições no leito em relação à produtividades de matéria seca da parte aérea, no entanto, embora tenha sido observada diferença significativa ($p > 0,05$) na interação A x B, o desdobramento dessa interação não foi significativo ($p < 0,05$) conforme apresentado na Tabela 4.

Tabela 4: Desdobramento da interação dos tratamentos A x B.

Tratamento A	Tratamento B		
	Início	Meio	Final
Capim-tifton 85	3,03 aA	2,71 aA	2,63 aA
Capim-vetiver	3,07 aA	3,24 aA	3,34 aA

- (1) Médias seguidas por letras iguais, maiúsculas nas colunas e minúsculas nas linhas, não diferem pelo teste de Tukey, a 5% de significância. DMS= diferença mínima significativa. DMS para colunas = 1,15, DMS para linhas = 0,46.

Observa-se, nos dados apresentados na Tabela 4, que os valores de produtividade de matéria seca da parte aérea dos capins, no que se refere à posição de cultivo nos SACs-EHSS, não foram significativos, sugerindo que, embora se saiba que a região inicial dos SACs-EHSS tenha maior aporte de nutrientes e matéria orgânica, isso não foi suficiente para proporcionar maiores produtividades de matéria seca dos capins, nesses sistemas. Acredita-se que, nas condições predominantemente

anaeróbias do início dos SACs-EHSS, ambas as espécies conseguiram se adaptar às condições de deficiência de oxigênio no meio.

Chen *et al.* (2007), ao compararem espécies de raízes fasciculadas com as rizomatosas, no tratamento de esgoto doméstico, em SACs, observaram que o número de raízes das espécies de raízes fasciculadas diminuiu, por morte, em cerca de 20 raízes, por planta, por dia, enquanto que no mesmo período, o número de raízes das espécies rizomatosas reduziu em 5 raízes por planta. Os autores atribuíram este fato à maior tolerância à poluição das espécies rizomatosas em relação às espécies de raízes fasciculadas, o que poderia explicar as observações no início dos SACs.

Maiores produtividades de matéria seca pelo capim-tifton-85, entre 4,73 e 6,26 Mg ha⁻¹ (28,38 e 37,56 Mg ha⁻¹ ano⁻¹), foram observadas por Fia *et al.* (2011) em 60 dias de cultivo em SACs utilizados no tratamento de ARS. Matos *et al.* (2009a) obtiveram produtividade média de matéria seca de 28 Mg ha⁻¹ (136,08 Mg ha⁻¹ ano⁻¹) do capim-tifton 85, cultivado em período entre 60 e 90 dias em SACs utilizados no tratamento de ARS. Queiroz *et al.* (2004) obtiveram produtividades de matéria seca do capim-tifton 85 de até 17,7 Mg ha⁻¹ (53,81 Mg ha⁻¹ ano⁻¹), quando cultivado, durante 120 dias, em rampas de tratamento de ARS por escoamento superficial, sob uma taxa de aplicação de 800 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO. Embora tenham sido encontradas menores produtividades do capim-tifton 85 no presente estudo que as reportadas na literatura, torna-se importante ressaltar que a produtividade obtida desse capim é equivalente a aproximadamente apenas 30 dias de cultivo do mesmo e, por essa razão, estimativas dos valores de produtividade anual devem ser considerados, ou então, efetuar-se a comparação com base na produtividade diária

Considerando que a comparação de produtividades de matéria seca da parte aérea das plantas fica difícil, por serem os períodos entre cortes dos capins diferentes, nos trabalhos apresentados na literatura, estão apresentados, na Tabela 5, estimativas de produtividade anual obtidas neste trabalho e no dos autores citados anteriormente.

Tabela 5: Produtividade de matéria seca da parte aérea do capim-tifton 85 e capim-vetiver, quando cultivados em SACs-EHSS, em diferentes estações do ano.

Referências	Água residuária	Cultura	Produtividade (Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)
Presente estudo-inverno	Esgoto	Vetiver	16,61

Presente estudo-primavera	Esgoto	Vetiver	35,59
Presente estudo--inverno	Esgoto	Tifton 85	17,41
Presente estudo-primavera	Esgoto	Tifton 85	27,48
Fia <i>et al</i> (2011)	ARS	Tifton 85	28,47 a 38,07
¹Matos <i>et al.</i> (2009a)	ARS	Tifton 85	95,56
¹Matos <i>et al.</i> (2009a)	ARS	Taboa	73,00
Queiroz <i>et al.</i> (2004)	ARS	Tifton 85	53,74
Matos <i>et al.</i> (2010c)	ARL	Tifton 85	30,40 a 60,44
Miranda-Santos (2012)	Esgoto	Vetiver	60,37
Zaparoli (2011)	Solução de nitrato	Vetiver	93,99 a 124,10

¹Produtividade observada nos cortes 2 e 3; ARS: Água residuária da suinocultura, ARL: Água residuária de laticínios.

Avaliando-se os dados apresentados na Tabela 5 verifica-se que a produtividade diária do capim-tifton 85 e capim-vetiver, respectivamente de 17,41Mg ha⁻¹ano⁻¹ e 16,51Mg ha⁻¹ano⁻¹, obtidas neste trabalho, no cultivo durante o inverno, com aplicação de esgoto sanitário, foi inferior aos valores encontrados pelos demais autores citados.

Durante a primavera, o capim-tifton 85 apresentou produtividade diária de 27,48Mg ha⁻¹ano⁻¹, valor próximo ao encontrado por Fia *et al.* (2011), no tratamento de ARS, que obtiveram produtividades entre 28,47 e 38,07 Mg ha⁻¹ano⁻¹. Todavia, os mesmos autores obtiveram maior produtividade do capim-tifton 85 com densidade de plantio de 20 propágulos m⁻², quando foi aplicada TCO de 327 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO. Matos *et al.* (2010c) também obtiveram produtividade do capim-tifton 85, cultivado em SACs com densidade de plantio de 14 propágulos m⁻², próxima de 30,40Mg ha⁻¹ano⁻¹, no tratamento de ARL, ao aplicarem TCO de 66 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO. Tais autores também evidenciaram maior produtividade 60,44Mg ha⁻¹ano⁻¹, quando foi aplicada TCO de 570 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO. Matos *et al.* (2009a) e Queiroz *et al.* (2004), ao estudarem o tratamento de ARS, encontraram valores superiores de produtividade do capim-tifton 85, 73 Mg ha⁻¹ano⁻¹ e 53,84Mg ha⁻¹ano⁻¹, respectivamente. Torna-se importante ressaltar que as densidades de plantio utilizadas pelos referidos autores foram 26 propágulos m⁻² e 17 mudas m⁻², respectivamente, contra 12,5 propágulos m⁻² do presente estudo.

Em um estudo realizado por Miranda-Santos (2012) no tratamento de esgoto sanitário, foi alcançada produtividade de 60,37 Mg ha⁻¹ano⁻¹ do capim-vetiver,

plantado em densidade de 2,24 plantas m⁻². Zaparoli (2011), utilizando a mesma espécie no tratamento de efluente sintético preparado com e sem etanol, observou produtividade de 93,99 a 124,10Mg ha⁻¹ano⁻¹do em SACs plantados com 21 tufos m⁻². Nesse caso, a comparação entre as produtividades ficou prejudicada, tendo em vista que se trata de águas residuárias de qualidades distintas. Assim, depreende-se de todas essas informações, que não apenas a TCO, influenciam na produtividade do capim, mas também a qualidade da água residuária. O esgoto sanitário contém menor quantidade de nutrientes que ARS e ARL e, portanto, seria de se esperar que águas residuárias mais ricas em nutrientes proporcionem maiores produtividades de massa verde. As menores produtividades encontradas no presente trabalho podem então, estar associadas ao relativo menor aporte de nutrientes ao sistema neste trabalho, conforme apresentado na Tabela 1, além da menor densidade de plantas por área cultivada nos SACs.

5.2.3 Teor de nitrogênio e fósforo no tecido vegetal da parte aérea dos capins

Na Tabela 6 estão apresentados os teores de N no tecido vegetal da parte aérea do capim-tifton 85 e capim-vetiver, em amostras coletadas nas diferentes estações e posições nos SACs-EHSS.

Tabela 6: Teores médios de nitrogênio na biomassa aérea do capim-vetiver e capim-tifton, de acordo com a posição nos SACs-EHSS e estações climáticas avaliadas.

Espécies	Média do Tratamento A (dag kg ⁻¹)	Posições nos SACs-EHSS	Média do Tratamento B (dag kg ⁻¹)	Estações climáticas avaliadas	Média do Tratamento C (dag kg ⁻¹)
Tifton-85	8,36 a	Início	8,64 a	Inverno	8,35 b
Vetiver	9,33 a	Meio	8,66 a	Primavera	9,34 a
		Final	9,23 a		
DMS	1,09		1,55		0,97

- (1) Médias seguidas por letras iguais nas colunas não diferem pelo teste de Tukey, a 5% de significância. DMS= diferença mínima significativa. Tratamento A = Espécies vegetais avaliadas; Tratamento B = posições de cultivo nos SACS-EHSS; Tratamento C = Estações climáticas.

Nota-se que não houve diferença significativa ($p < 0,05$) nos teores de nitrogênio acumulados na biomassa aérea dos capins em relação à espécie vegetal e à posição de cultivo nos SACS-EHSS. Todavia, houve efeito da estação climática, ocorrendo maior teor de N na parte aérea desses capins, na primavera.

Os teores de N encontrados na parte aérea das plantas são maiores que os observados na literatura, em experimentos semelhantes. Zapparoli (2011), ao aplicar efluente sintético com carga de $5,8 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de N, observou teor de nitrogênio de $0,25 \text{ dag kg}^{-1}$ na massa seca do capim-vetiver, em cultivo durante 40 dias, valor consideravelmente menor que o obtido durante 30 dias de cultivo, neste trabalho. No caso deste experimento, a carga aplicada de N foi de $9,2 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Tabela 1), quase o dobro do que foi aplicado por Zapparoli, o que, em parte, poderia justificar o maior teor encontrado neste trabalho. Além disso, segundo Alvim *et al.* (1998), outro fator importante na concentração de nutrientes na matéria seca é a frequência de cortes. A retirada da parte aérea mais frequente resultaria, segundo os autores em menor produtividade de matéria seca, porém, por outro lado, em maior teor nutritivo. A explicação para essa evidência pode estar na menor capacidade de absorção da planta em estádios mais avançados do seu crescimento e "diluição" da carga removida em uma maior massa de matéria seca. Assim, Zapparoli (2011), que realizou cortes mais espaçados no tempo, obteve maior produtividade de matéria seca, tendo no entanto, menor concentração de N obtida na parte aérea das plantas.

Os teores de N encontrados na parte aérea do capim-tifton 85 superaram os encontrados por Matos *et al.* (2008), que foi de 2,9 a $4,0 (\pm 1,10) \text{ dag kg}^{-1}$ na biomassa aérea do referido capim, quando cultivado em SACS-EHSS utilizados no tratamento de ARL; e Fia *et al.* (2011), que obtiveram teores na faixa de 4,31 a $4,68 \text{ dag kg}^{-1}$ no tratamento de ARS. A explicação para os maiores teores de nitrogênio na parte aérea do capim-tifton 85 possivelmente esteja associada às mesmas razões já discutidas em relação ao capim-vetiver.

Na Figura 6 está apresentada as curvas de teor de nitrogênio na parte aérea dos capins, evidenciando-se tendência de aumento nesses teores nos três primeiros cortes do capim-vetiver e nos quatro primeiros cortes do capim tifton-85.

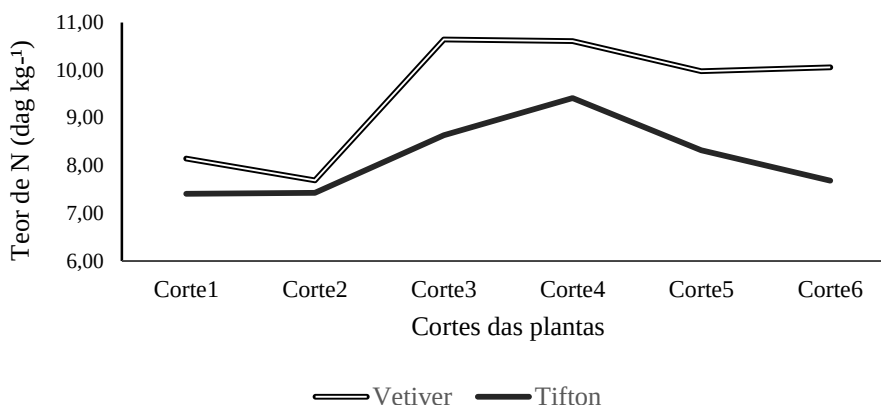


Figura 6: Teores de nitrogênio na parte aérea dos capins em função dos cortes efetuados.

O capim-tifton 85 e o capim-vetiver apresentaram capacidades extratoras de nitrogênio semelhantes ($p < 0,05$), contudo, houve interação significativa ($p > 0,05$) entre os tratamentos A x B (Tabela 7) e B x C (Tabela 8).

Tabela 7: Desdobramento da interação entre os tratamentos A x B (kg ha^{-1}).

Tratamento A	Tratamento B		
	Início	Meio	Final
Capim-tifton 85	253,45 aA	208,56 bA	245,98 aA
Capim-vetiver	280,29 aB	335,14 aA	310,88 aAB

- (1) Médias seguidas por letras iguais, maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem pelo teste de Tukey, a 5% de significância. DMS para colunas = 103.2981, DMS para linhas = 47.1792.

Nota-se que houve diferença significativa no que se refere à extração de N apenas na posição 2 ($p > 0,5$), onde o capim-vetiver apresentou maior capacidade extratora desse nutriente. Ao se comparar somente as posições de cultivo nos SACs-EHSS, foi observada diferença significativa ($p > 0,5$) entre a posição inicial e posição do meio no SAC-EHSSV, onde a capacidade extratora de N deste capim foi maior.

Na Tabela 8 está apresentado o comportamento das posições do leito, em relação à capacidade extratora de N-total pela biomassa aérea.

Tabela 8: Desdobramento da interação entre os tratamentos B x C (kg ha⁻¹).

Tratamento B	Tratamento C	
	Inverno	Primavera
Início	174,93 aB	358,81 aA
Meio	173,99 aB	369,71 aA
Final	183,11aB	373,77 aA

(1) Médias seguidas por letras iguais, maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem pelo teste de Tukey, a 5% de significância. DMS para colunas = 118,77, DMS para linhas = 135,12

Estes resultados dão indícios que, durante o período da primavera, houve tendência de maior extração de N do esgoto sanitário, nas três posições de cultivo avaliadas nos SACs-EHSS.

Poucos estudos têm sido feitos para quantificar a absorção de nutrientes por plantas em SACs. Os valores reportados, na maioria das vezes, não se encontram em base temporal e nas mesmas proporções, o que prejudica a comparação dos dados. Diante do exposto, foi confeccionada a Tabela 9 com dados de remoção de nitrogênio em uma mesma unidade de medida.

Tabela 9: Remoções de N-total de acordo com diversos autores, no tratamento de águas residuárias em SACs.

Referências	Água residuária	Cultura	Remoção (g m ⁻² d ⁻¹)	Dias de cultivo (d)
Presente estudo-inverno	Esgoto	Vetiver	0,58	≅ 30
Presente estudo-primavera	Esgoto	Vetiver	1,33	30
Presente estudo-inverno	Esgoto	Tifton 85	0,50	≅ 30
Presente estudo-primavera	Esgoto	Tifton 85	1,08	30
Fia et al. (2011)	ARS	Tifton 85	0,46	120

¹ Matos <i>et al.</i> (2009a)	ARS	Tifton 85	1,86	200
¹ Matos <i>et al.</i> (2009a)	ARS	Taboa	1,52	200
Queiroz <i>et al.</i> (2004)	ARS	Tifton 85	0,46	120
Matos <i>et al.</i> (2010c)	ARL	Tifton 85	0,40	90
Miranda-Santos (2012)	Esgoto	Vetiver	0,51	405
Zaparoli (2011)	Solução de nitrato	Vetiver	0,23	40

¹Remoção observada nos cortes 2 e 3.

Resultados semelhantes ao da capacidade de extração de N-total pelo capim-tifton 85, durante o inverno ($0,50 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), foram observados no trabalho conduzido por Matos *et al.* (2010c). Os autores obtiveram capacidade de extração de $0,4 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de N-total pelo capim-tifton 85, cultivado em SACs submetidos à TCO de $570 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO. Esses valores também estão próximos aos encontrados por Fia *et al.* (2011), que verificaram capacidade extratora de N-total do capim-tifton-85 de, aproximadamente, $0,46 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Matos *et al.* (2009a), por sua vez, encontraram maior capacidade extratora do capim-tifton 85 ($1,86 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de N-total) em SACs-EHSS cultivados em consórcio com outras diferentes espécies vegetais, tratando ARS, com taxa de aplicação de $155 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO, enquanto Queiroz *et al.* (2004) obtiveram capacidade extratora de $0,46 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de N-total pelo capim-tifton 85 cultivado em rampas de tratamento de ARS, sob carga de $17,5 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de N-total.

Em estudos realizados com o capim-vetiver no tratamento de esgoto sanitário Miranda-Santos (2012) e Zaparoli (2011) obtiveram, respectivamente, capacidades extradoras de nitrogênio pelas plantas de $0,51 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e $0,23 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Tais valores foram inferiores aos encontrados no presente estudo, durante a estação da primavera ($1,33 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), todavia, o valor de $0,58 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, obtido durante o inverno, foi semelhante ao encontrado por Miranda-Santos (2012).

As diferentes capacidades extradoras de N via parte aérea das plantas devem-se às diferenças nas cargas aplicadas e ao manejo do capim, ou seja, frequência no corte da parte aérea dos capins, já que, como explicado anteriormente, cortes menos frequentes resultam em menor valor nutritivo do capim do que cortes mais frequentes (ALVIM *et al.*, 1998).

Os teores de P no tecido vegetal da parte aérea do capim-tifton 85 e capim-vetiver, em amostras coletadas nas diferentes posições de cultivo e em duas estações climáticas, nos SACs-EHSS avaliados estão apresentados na Tabela 10.

Tabela 10: Teores médios de fósforo na biomassa aérea do capim-vetiver e capim-tifton, de acordo com a posição de cultivo nos SACs-EHSS e estações climáticas avaliadas.

Espécies	Média do Tratamento A (dag kg ⁻¹)	Posições nos SACs-EHSS	Média do Tratamento B (dag kg ⁻¹)	Estações climáticas avaliadas	Média do Tratamento C (dag kg ⁻¹)
Tifton-85	0,36 a	Início	0,37 a	Inverno	0,37 a
Vetiver	0,39 a	Meio	0,37 a	Primavera	0,39 a
		Final	0,39 a		
DMS	0,07		0,06		0,40

(2) Médias seguidas por letras iguais nas colunas não diferem pelo teste de Tukey, a 5% de significância. DMS= diferença mínima significativa. Tratamento A = Espécies vegetais avaliadas; Tratamento B = posições de cultivo nos SACs-EHSS; Tratamento C = Estações climáticas.

Os capins avaliados apresentaram teores de P próximos ($p < 0,05$) na biomassa aérea dos capins avaliados, nas diferentes posições de cultivo nos SACs-EHSS, bem como as estações climáticas avaliadas

O maior teor de P e maior produtividade de matéria seca pode ser considerada como uma vantagem difícil de ser superada na escolha de espécies vegetais a serem cultivadas em SACs-EHSS, tendo em vista que a remoção de P das águas residuárias é uma das maiores dificuldades no tratamento.

Matos *et al.* (2010c) observaram teores médios de fósforo na faixa de 0,36 dag kg⁻¹ no capim-tifton 85 cultivado em SACs-EHSS utilizados no tratamento de ARL. Em estudos realizados por Queiroz (2000), os teores médios foram de 0,37 e 0,34 dag kg⁻¹ de P-total na parte aérea do capim, quando submetidos à aplicação de ARS e da água da rede de abastecimento em sistema de tratamento por escoamento superficial, respectivamente. Matos *et al.* (2008) encontraram teor médio de P-total de 0,36 dag kg⁻¹ no capim-tifton 85, ao avaliarem o desempenho agrônômico desse capim no tratamento de ARL, em SACs. Fia (2009) obteve maiores teores de P-total na faixa de 0,79 a 0,97 dag kg⁻¹ na biomassa aérea do capim-tifton 85, quando cultivado em SACs-EHSS utilizados no tratamento de ARS alimentados com cargas médias de 1,24 g m⁻² d⁻¹ e 1,75 g m⁻² d⁻¹ de P, respectivamente. Neste estudo, a carga aplicada de P, via esgoto sanitário, foi de 1,3 g m⁻² d⁻¹ (Tabela 1).

Pelos resultados obtidos e pelos valores encontrados na literatura, verifica-se que, ainda que seja classificado como macronutriente, os teores de fósforo nas plantas são mais baixos que os encontrados de nitrogênio e potássio. Em quantidades apropriadas, o fósforo estimula o desenvolvimento radicular, sendo essencial para a boa formação da planta e aumento da produção (RAIJ, 1991).

Na Tabela 11 está apresentado o comportamento das posições do leito, em relação à capacidade extratora de P pela biomassa aérea dos capins avaliados, durante as estações climáticas de seu cultivo em SACS-EHSS.

Tabela 11: Capacidade extratora de P pelos capins tifton 85 e vetiver, em relação a posição de cultivo nos SACS-EHSS e a estação climática.

Espécies	Média do Tratamento A (kg ha⁻¹)	Posições nos SACS-EHSS	Média do Tratamento B (kg ha⁻¹)	Estações climáticas avaliadas	Média do Tratamento C (kg ha⁻¹)
Tifton-85	10,29 a	Início	11,68 a	Inverno	7,87 b
Vetiver	12,97 a	Meio	11,35 a	Primavera	15,41 a
		Final	11,87 a		
DMS	5,75		2,43		3,15

(3) Médias seguidas por letras iguais nas colunas não diferem pelo teste de Tukey, a 5% de significância. DMS= diferença mínima significativa. Tratamento A = Espécies vegetais avaliadas; Tratamento B = posições de cultivo nos SACS-EHSS; Tratamento C = Estações climáticas.

Os capins tifton 85 e vetiver apresentaram capacidade extratora de P semelhantes ($p < 0,05$) quando avaliadas as posições de cultivo dos capins nos SACS-EHSS. Entretanto, tal como observado em relação a à extração do N, a primavera foi a estação climática que propiciou maior capacidade extratora desse nutriente pelas culturas estudadas.

Observa-se que os teores de N e P na parte aérea dos capins não variaram ($p < 0,05$) em relação à posição de coleta da parte aérea, nos SACS-EHSS, sugerindo que, a posição de cada capim nos SACS-EHSS não influenciou seus teores na biomassa foliar. Conforme já mencionado, a produtividade da massa seca está relacionada diretamente com a capacidade extratora das plantas, dessa maneira, o capins apresentaram maior capacidade de extração de fósforo do esgoto sanitário, durante o período de maior produtividade.

A fim de possibilitar comparação entre os dados, estão apresentados, na Tabela 12, os valores de capacidade de extração diária do P pelas plantas, obtidos neste trabalho e por outros autores.

Tabela 12: Remoções de P-total ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$) observadas por diversos autores no tratamento de águas residuárias em SACs.

Referências	Água residuária	Cultura	Remoção ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	Dias de cultivo (d)
Presente estudo- inverno	Esgoto	Vetiver	110	$\cong 30$
Presente estudo-primavera	Esgoto	Vetiver	120	30
Presente estudo-inverno	Esgoto	Tifton 85	90	$\cong 30$
Presente estudo-primavera	Esgoto	Tifton 85	405	30
Fia et al. (2011)	ARS	Tifton 85	$\cong 30$	120
¹ Matos et al. (2009a)	ARS	Tifton 85	30	200
¹ Matos et al. (2009a)	ARS	Taboa	$\cong 30$	200
Queiroz et al. (2004)	ARS	Tifton 85	30	120
Matos et al. (2010c)	ARL	Tifton 85	60	90
Miranda-Santos (2012)	Esgoto	Vetiver	110	405

¹Remoção observada nos cortes 2 e 3.

Os valores encontrados, $0,02$ e $0,05 \text{ g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ de fósforo removido pelo capim-tifton 85 durante as estações do inverno e primavera, respectivamente, foram inferiores ao valor de $0,083 \text{ g m}^{-2} \text{d}^{-1}$, obtido por Fia et al. (2011), ao avaliarem o comportamento agrônomo e a capacidade de extração de macronutrientes pelo capim tifton-85 (*Cynodon* spp.), no tratamento das ARS em SACs-EHSS. O maior valor de remoção de P pelo capim-tifton 85 ($0,05 \text{ g m}^{-2} \text{d}^{-1}$) corrobora os resultados encontrados por Matos et al. (2009a) e Queiroz et al. (2004), os quais observaram remoções de $0,054$ e $0,051 \text{ g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ de P-total, pelo mesmo capim. Matos et al. (2010c), avaliaram o efeito da TCO nas remoções de P, verificando haver aumento na capacidade extratora de P-total pelo capim-tifton 85 (*Cynodon* spp.), à medida que se elevava o carregamento orgânico, tendo os valores estado na faixa de $0,013$ a $0,032 \text{ g m}^{-2} \text{d}^{-1}$.

A remoção de P-total pela parte aérea do capim vetiver neste trabalho, durante o cultivo na primavera, foi de $0,07 \text{ g m}^{-2} \text{d}^{-1}$, corroborando o resultado encontrado por Miranda-Santos (2012), que encontrou o mesmo valor. Todavia o

valor de $0,02\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$, obtido durante o inverno, ficou abaixo do encontrado pelos diversos autores citados na Tabela 12.

5.2.4. Teores de potássio e sódio na biomassa aérea dos capins

Na Tabela 13, estão apresentados os teores de K no tecido vegetal da parte aérea do capim-tifton 85 e capim-vetiver, em material coletado nas diferentes posições de cultivo e estações climáticas, nos SACs-EHSS.

Tabela 13: Teores médios de potássio na biomassa aérea do capim-vetiver e capim-tifton, de acordo com a posição de cultivo nos SACs-EHSS e estações climáticas

Espécies	Média do Tratamento A (dag kg ⁻¹)	Posições nos SACs-EHSS	Média do Tratamento B (dag kg ⁻¹)	Estações climáticas avaliadas	Média do Tratamento C (dag kg ⁻¹)
Tifton-85	1,81 a	Início	2,05 a	Inverno	1,93 a
Vetiver	2,19 a	Meio	2,04 a	Primavera	2,08 a
		Final	1,92 a		
DMS	0,45		0,56		0,35

(4) Médias seguidas por letras iguais nas colunas não diferem pelo teste de Tukey, a 5% de significância. DMS= diferença mínima significativa. Tratamento A = Espécies vegetais avaliadas; Tratamento B = posições de cultivo nos SACs-EHSS; Tratamento C = Estações climáticas.

Os teores de K biomassa aérea dos capins avaliados estiveram próximos ($p < 0,05$). As posições de cultivo dos capins nos SACs-EHSS, bem como as estações climáticas avaliadas, atuaram, também, de forma semelhante, não sendo observada diferença significativa ($p < 0,05$) dos tratamentos nos teores de K na biomassa aérea das plantas.

Gomide (1986) afirmou que o teor de K entre $1,5$ e $2,0 \text{ dagkg}^{-1}$ na parte aérea das plantas pode ser considerado normal para forrageiras e que valores mais elevados indicam absorção de luxo desse nutriente. Portanto, ao observar os valores encontrados na biomassa aérea do capim-tifton 85 (média 1 do tratamento A), pode-se afirmar que o capim-tifton 85 apresentou teores normais de K e o capim-vetiver (média 2 do tratamento A), de luxo.

Matos *et al.* (2008) verificaram que o capim-tifton 85 tendeu a apresentar teores de K abaixo do normal ($1,3 \text{ dag kg}^{-1}$) no tratamento da ARL em SACs, enquanto Fia *et al.* (2011) encontraram teores de potássio na faixa de 1,93 a $2,11 \text{ dag kg}^{-1}$, na biomassa aérea do capim-tifton 85, tendo como efluente, a ARS.

Na Tabela 14, estão apresentadas as capacidades extratoras de potássio, via biomassa aérea dos capins, de acordo com as posições de seus cultivos nos SACs e estações avaliadas.

Tabela 14: Capacidade extratora de potássio pelos capins tifton 85 e vetiver, em relação à posição de cultivo nos SACS-EHSS e estação climática avaliada.

Espécies	Média do Tratamento A (kg ha^{-1})	Posições nos SACS-EHSS	Média do Tratamento B (kg ha^{-1})	Estações climáticas avaliadas	Média do Tratamento C (kg ha^{-1})
Tifton-85	51,99 a	Início	63,01 a	Inverno	40,15 b
Vetiver	70,60 a	Meio	61,89 a	Primavera	82,43 a
		Final	58,98 a		
DMS	30,47		23,39		13,53

(5) Médias seguidas por letras iguais nas colunas não diferem pelo teste de Tukey, a 5% de significância. DMS= diferença mínima significativa. Tratamento A = Espécies vegetais avaliadas; Tratamento B = posições de cultivo nos SACS-EHSS; Tratamento C = Estações climáticas.

Observa-se que, tal como verificado em relação aos nutrientes N e P, os maiores valores de remoção de K foram observados durante a primavera e menores quantidades foram removidas durante o inverno. Porém, pode-se verificar que nenhum capim mostrou-se possuidor de maior ($p < 0,05$) capacidade extratora de K do esgoto sanitário do que o outro e que as posições de cultivo nos SACS-EHSS não influenciaram ($p < 0,05$) na capacidade extratora desse nutriente.

Na Tabela 15 estão apresentados valores de capacidade de extração diária de potássio pelas plantas, obtidos neste trabalho e por outros autores.

Tabela 15: Remoções de potássio ($\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) observadas por diversos autores no tratamento de águas residuárias em SACs.

Referências	Água residuária	Cultura	Remoção ($\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)	Dias de cultivo
² Presente estudo	Esgoto	Vetiver	0,14	$\cong 30$
³ Presente estudo	Esgoto	Vetiver	0,60	30
² Presente estudo	Esgoto	Tifton 85	0,11	$\cong 30$

³ Presente estudo	Esgoto	Tifton 85	0,43	30
Fia <i>et al.</i> (2011)	ARS	Tifton 85	0,17	120
¹ Matos <i>et al.</i> (2009a)	ARS	Tifton 85	0,30	200
Queiroz <i>et al.</i> (2004)	ARS	Tifton 85	0,49	120
Matos <i>et al.</i> (2010c)	ARL	Tifton 85	0,08 a 0,14	90
Miranda-Santos (2012)	Esgoto	Vetiver	0,48	405

¹Remoção observada nos cortes 2 e 3.

Os valores encontrados da capacidade extratora de K do capim-tifton 85 cultivados na primavera, foram superiores aos apresentados por diversos autores como pode ser observado na Tabela 15. Fia (2009), por exemplo, verificou valor médio da capacidade extratora de $0,17 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, com carga de aplicação de K variando entre 2,15 e $8,5 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ no cultivo de capim tifton-85 (*Cynodon* spp.) no tratamento das ARS em SACs-EHSS. Matos *et al.* (2010c) avaliaram a capacidade extratora de potássio pelo capim-tifton 85 (*Cynodon* spp.) cultivado em SACs-EHSS utilizados no tratamento de ARL e obtiveram valores na faixa de 0,08 a $0,14 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, que aumentou com o aumento na TCO aplicada. Matos *et al.* (2009a) verificaram que o capim-tifton 85 cultivado em SACs-EHSS, no tratamento de ARS, extraiu $0,296 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de potássio, enquanto Queiroz *et al.* (2004), conseguiram extração de até $0,49 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de potássio em solo fertirrigado com ARS, aplicada numa carga de $9,1 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de K.

Por outro lado, quando considerado o período de inverno, verifica-se que a extração de potássio ($0,11 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) pela parte aérea do capim-tifton 85, foi inferior aos demais valores reportados na literatura. Tendo em vista que a carga aplicada de K foi em média de $2,40 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Tabela 1), menos que o dobro do adicionado por Queiroz *et al.* (2004), poderia, pelo menos em parte, justificar o menor encontrado neste trabalho. Além disso, tal como discutido para o nitrogênio, as diferentes capacidades extratoras pela parte aérea das plantas também devem-se ao manejo do capim (ALVIM *et al.*, 1998).

O valor $0,60 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, observado na extração de K pelo capim-vetiver durante a primavera, foi relativamente próximo ao encontrado por Miranda-Santos (2012), cerca de $0,48 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, no tratamento de esgoto sanitário, no entanto, durante o inverno a capacidade extratora de K foi inferior ($0,14 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$).

Os teores de Na no tecido vegetal da parte aérea do capim-tifton 85 e capim-vetiver estão apresentados na Tabela 16, em amostras coletadas nas diferentes posições de cultivo nos SACs-EHSS e estações climáticas avaliadas.

Tabela 16: Teores médios de sódio na biomassa aérea do capim-vetiver e capim-tifton, de acordo com a posição de cultivo nos SACs-EHSS e estações climáticas avaliadas.

Espécies	Média do Tratamento A (dag kg ⁻¹)	Posições nos SACs-EHSS	Média do Tratamento B (dag kg ⁻¹)	Estações climáticas avaliadas	Média do Tratamento C (dag kg ⁻¹)
Tifton-85	0,03a	Início	0,02 a	Inverno	0,02 b
Vetiver	0,02 b	Meio	0,03 a	Primavera	0,03 a
		Final	0,03 a		
DMS	0,01		0,01		0,01

(1) Médias seguidas por letras iguais nas colunas não diferem pelo teste de Tukey, a 5% de significância. DMS= diferença mínima significativa. Tratamento A = Espécies vegetais avaliadas; Tratamento B = posições de cultivo nos SACS-EHSS; Tratamento C = Estações climáticas.

Teores diferentes ($p > 0,05$) de Na foram observados na biomassa aérea dos capins avaliados, sendo que o capim-tifton 85 mostrou-se capaz de acumular mais desse elemento químico em sua biomassa aérea que o capim-vetiver. As posições de cultivo nos SACs-EHSS influenciaram de forma semelhante ($p < 0,05$) essa variável. Tal como observado em relação ao N, nota-se que durante a primavera, período em que foi observada maior produtividade de matéria seca, os capins apresentaram maiores ($p > 0,05$) teores de Na na sua biomassa aérea.

O sódio é absorvido na forma iônica Na^+ e possui alta mobilidade nos tecidos vegetais, com um teor que pode variar 0,013 a 35,1 g kg⁻¹ na matéria seca da parte aérea (INOCÊNCIO *et al.*, 2014), sendo o limite superior possível de ser encontrado em espécies halófitas. Os teores obtidos neste trabalho, nos dois capins, encontram-se na faixa citada, logicamente muito mais próximo ao do limite inferior, como pode ser observado na Tabela 17, onde estão apresentadas dados de capacidade de remoção de Na, via biomassa aérea, de acordo com as posições de cultivo nos SACs e estações avaliadas.

Tabela 17: Capacidade extratora de sódio pelos capins tifton 85 e vetiver, em relação a posição de cultivo nos SACs-EHSS e estação climática avaliada.

Espécies	Média do Tratamento A (kg ha ⁻¹)	Posições nos SACs-EHSS	Média do Tratamento B (kg ha ⁻¹)	Estações climáticas avaliadas	Média do Tratamento C (kg ha ⁻¹)
Tifton-85	0,95 a	Início	0,73 a	Inverno	0,40 b
Vetiver	0,69 b	Meio	0,87 a	Primavera	1,24 a
		Final	0,86 a		
DMS	0,24		0,33		0,18

(6) Médias seguidas por letras iguais nas colunas não diferem pelo teste de Tukey, a 5% de significância. DMS= diferença mínima significativa. Tratamento A = Espécies vegetais avaliadas; Tratamento B = posições de cultivo nos SACS-EHSS; Tratamento C = Estações climáticas.

Verifica-se que tal como observado em relação aos nutrientes N, P e K, os maiores ($p > 0,05$) valores de remoção de Na foram observados durante a primavera e menores quantidades foram removidas durante o inverno. O capim-tifton 85 mostrou-se possuidor de maior ($p > 0,05$) capacidade extratora de Na do esgoto sanitário do que o capim-vetiver e as posições de cultivo nos SACs-EHSS não influenciaram ($p < 0,05$) a capacidade extratora desse elemento químico.

Embora o Na não seja considerado um nutriente essencial para plantas, de forma similar ao K também atua no metabolismo de algumas plantas, tendo grande importância sobre o controle osmótico nas células (MARSCHNER, 1995), sendo assim, em parte removido em um sistema plantado. Fia (2009), por exemplo, verificaram concentrações de sódio na biomassa aérea do capim-tifton 85 na faixa de 0,02 a 0,03 dag kg⁻¹, no tratamento de ARS, quando cultivado em SACs-EHSS utilizados no tratamento de ARS alimentados com cargas médias de 3,06 g m⁻² d⁻¹ e 4,31 g m⁻² d⁻¹ de Na, respectivamente. Teores tão altos como 0,04 dag kg⁻¹, obtidos na parte aérea do capim-tifton 85, neste trabalho, podem ser decorrentes da maior carga aplicada (8,33 g m⁻² d⁻¹, ver Tabela 1) desse elemento químico, via esgoto sanitário.

Seguindo a mesma tendência observada na remoção dos nutrientes N, P e K, o capim-tifton e capim-vetiver, verificou-se maior remoção de sódio via parte aérea das plantas, no período da primavera e menores valores de remoção durante o inverno. Todavia, não foi evidenciado numericamente um melhor desempenho do capim-vetiver na remoção de sódio quando comparado ao capim-tifton 85, ao

contrário dos demais nutrientes, visto que, ambos apresentaram remoções semelhantes durante o inverno ($0,001 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) e a primavera ($0,01 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) na primavera.

Para propiciar maiores comparações entre a capacidade de extração encontrada e os presentes na literatura, construiu-se a Tabela 18, onde estão apresentados os retirados de sódio pelas plantas, obtidos neste trabalho e por outros autores.

Tabela 18: Remoções de sódio ($\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) pela parte aérea das plantas, observadas por diversos autores, no tratamento de diferentes águas residuárias, em SACs.

Referências	Água residuária	Cultura	Remoção ($\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)	Dias de cultivo
Presente estudo-inverno	Esgoto	Vetiver	0,001	$\cong 30$
Presente estudo-primavera	Esgoto	Vetiver	0,006	30
Presente estudo-inverno	Esgoto	Tifton 85	0,001	$\cong 30$
Presente estudo-primavera	Esgoto	Tifton 85	0,010	30
Fia et al. (2011)	ARS	Tifton 85	$\cong 0$	120
¹Matos et al. (2009a)	ARS	Tifton 85	0,004	200
Queiroz et al. (2004)	ARS	Tifton 85	0,006	120
Matos et al. (2010c)	ARL	Tifton 85	0,004 a 0,012	90

¹Remoção observada nos cortes 2 e 3.

Mais uma vez, observou-se maior valor de remoção de Na pela parte aérea do capim-tifton 85, durante a primavera, e inferior ao maior parte dos valores reportados na literatura, durante o inverno. Dentre as exceções, destaca-se o trabalho de Fia et al. (2011), que evidenciaram reduzida capacidade de extração de Na pelo capim tifton-85, com valores próximos a $0 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Matos et al. (2010c), por sua vez, verificaram elevação na sua absorção pela plantas, com o aumento da TCO aplicada. No seu limite superior de TCO, o valor de extração obtido por esses autores ($0,012 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) foi superior ao obtido na primavera, neste trabalho, indicando ser vantajosa a opção de cultivo desse capim em SACs-EHSS que recebam efluentes ricos em Na, elemento químico de difícil remoção em qualquer sistema de tratamento de água residuária.

Matos et al. (2009a) verificaram remoção de $0,004 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de Na pela parte aérea do capim-tifton 85 cultivado em SACs-EHSS, no tratamento de ARS. Queiroz et al. (2004) verificaram extração do capim-tifton 85 semelhante ao obtido na

primavera, mesmo tendo carga aplicada ($1,55 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) cerca de 5,5 vezes menor que usada neste trabalho, que foi de $8,33 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Tabela 1).

5.2.5 Análise morfológica das raízes dos capins cultivados nos SACs

Os dados de medidas da profundidade das raízes estão apresentados na Tabela 19. A fim de complementar essa informação de profundidade máxima, efetuou-se uma análise visual, a fim de se estabelecer a profundidade efetiva do sistema radicular, ou seja, com maior densidade de raízes. Verificou-se que, no SAC-EHSST, a maior densidade de raízes foi observada a 10 cm da superfície do substrato, enquanto no SAC-EHSSV ocorreu a 20 cm, conforme ilustrado na Figura 7.

Tabela 19: Profundidade máxima atingida pelas raízes do capim-vetiver e capim-tifton, ao final do período de monitoramento dos SACs-EHSS.

Posição nos SACs-EHSS	Tifton 85(cm).....	Vetiver
Início	15	24
Meio	17	25
Final	18	25
<i>Média</i>	<i>16,7</i>	<i>24,7</i>
<i>Desvio padrão</i>	<i>1,52</i>	<i>0,58</i>

As profundidades máximas alcançadas pelas raízes dos capins nos SACs são indicativos do maior penetração do sistema radicular do vetiver, que chegou ao fundo impermeável dos SACs em todas as posições. Essas evidências de campo provavelmente se devem às próprias características das espécies, tendo maior crescimento e aprofundamento das raízes fasciculadas.

Verificou-se tendência de maior aprofundamento de raízes do capim-tifton 85 com o comprimento do SAC, o que, possivelmente, esteja associado à obtenção de condição mais aeróbia no meio, do início para o final desses SACs. No caso do capim-vetiver, não se verificou igual comportamento, já que a profundidade máxima desse capim em, praticamente, todo o SAC foi de 25 cm.

De acordo com esses resultados, entende-se que o capim-vetiver se adequa melhor às condições de baixa disponibilidade de oxigênio na água residuária em tratamento do que o capim-tifton85.

Na Figura 7 está ilustrado o aspecto típico e profundidade das rizosferas do capim-tifton 85 (T) e capim-vetiver (V), desenvolvidas durante o período experimental.



Figura 7: Detalhes da profundidade e densidade das raízes do capim-vetiver (V) e capim-tifton (T).

Alcançando o sistema radicular do capim-tifton 85 profundidade média de $16,7 \text{ cm} \pm 1,52$, acredita-se que SACs a serem cultivadas com essa espécie vegetal não devem ter profundidade de substrato superior a 20-25 cm. Matos *et al.* (2008) observaram maior profundidade alcançada pelo capim-tifton 85 em estudo em SACs no tratamento de ARL. No caso do capim-vetiver, o que se pode dizer é que profundidades maiores que 25 cm de substrato podem ser utilizadas, tendo em vista que as raízes foram capazes de desenvolver até essa profundidade. Borges *et al.* (2015), por exemplo, observaram profundidade de 0,90 m do capim-vetiver cultivado em SACs-EV no tratamento de água residuária sintética à base de nitrato.

Além do comprimento radicular, o volume das raízes é indicativo útil da adaptabilidade da macrófita ao meio de cultivo nos em SACs. Na Figura 8, pode-se visualizar o aspecto típico das raízes em estudo, podendo-se destacar o maior volume de raízes apresentados pelo capim-vetiver.

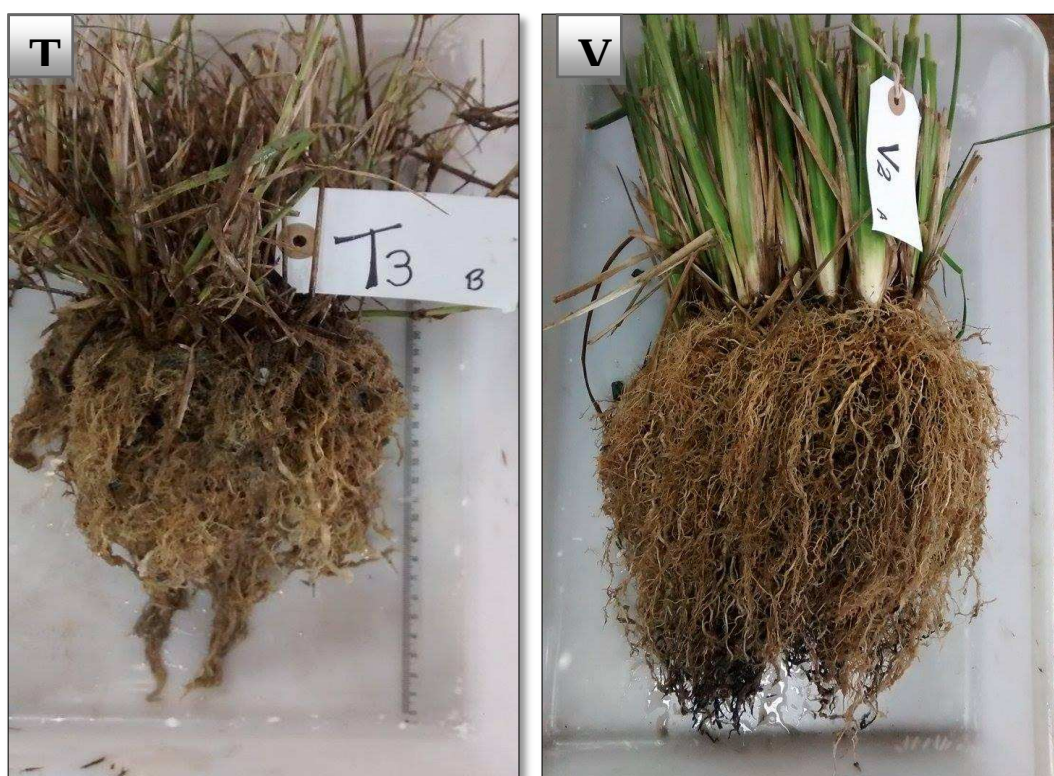


Figura 8: Aspecto típico da zona radicular do capim-tifton (T) e capim-vetiver (V) formada nos SACs-EHSS.

Na Tabela 20 estão apresentados os valores médios e desvio padrão da massa e volume de raízes dos capins, em função da posição de cultivo das plantas nos SACs-EHSS (1=início, 2=meio e 3=final).

Tabela 20: Massa e volume das raízes do capim-vetiver e capim-tifton em função da posição de cultivo das plantas nos SACs-EHSS.

Posição nos SACs	Massa (g).....	Médias (g)	Volume(cm³).....	Médias (cm³)
T1	156,84 ± 31,23		171,50 ± 34,15	
T2	110,33 ± 11,64	136,54 ± 30,92	120,65 ± 12,73	149,30 ± 33,84
T3	142,45 ± 37,43		155,77 ± 40,93	
V1	361,00 ± 43,84		394,76 ± 47,94	
V2	383,15 ± 41,22	382,8 ± 41,62	418,98 ± 45,08	418,57 ± 45,51
V3	404,13 ± 56,39		441,91 ± 61,66	

Em que, T1, T2 e T3 referem-se às posições iniciais, médias e finais de coleta das mudas no SACHSS-T e V1, V2 e V3 referem-se às posições iniciais, médias e finais de coleta das mudas no SACHSS-V.

Ao analisar os valores de produtividade de biomassa foliar no presente trabalho, nota-se que há indícios de uma relação proporcional com a massa e volume das raízes em relação a posição de cultivo nos SACs. As mudas de capim-tifton 85, coletadas na posição inicial (T1) de cultivo no SAC-EHSST, apresentaram maior massa e volume de raízes (156,84 g ± 31,23 e 171,50 cm³ ± 34,15, respectivamente). No que se refere ao capim-vetiver, as mudas coletadas na parte final (V3) do SAC-EHSSV apresentaram maior valor de massa e volume de raízes (404,13 g ± 56,39 e 441,91cm³ ± 61,66, respectivamente).

Com base nos dados médios de massa e volume de raízes produzidos, verifica-se, nas condições em que o experimento foi conduzido, haver melhor desempenho, no que se refere ao crescimento radicular, da espécie de raiz fasciculada quando comparada à rizomatosa, o que pode ter sido determinante para maior capacidade de extração do vetiver.

Sabe-se que as raízes das plantas influenciam na capacidade de purificação de águas residuárias em tratamento em SACs, em razão de possibilitarem considerável retenção de sólidos na malha formada e por liberarem exsudatos, que fornecem carbono e energia para o crescimento de microrganismos a elas aderidos, criando condições adequadas para a sobrevivência e crescimento dos mesmos (LIU *et al.*, 2012). Segundo os mesmos autores, o formato exerce grande influência no comprimento e volume das da raízes (LIU *et al.*, 2012), que são variáveis úteis para

predição da adequação das macrófitas em SACs, afim de propiciar melhores eficiências de remoção. Cheng *et al.* (2003) afirmaram que uma macrófita que possui sistema radicular bem desenvolvido e longo, pode ampliar o espaço eficaz para a descontaminação e ser favorável para o desenvolvimento de microrganismos, especialmente para que bactérias aeróbias, em SACs. Com isso, o crescimento das raízes deve ser considerado na escolha das espécies a serem cultivadas em SACs, de forma a ter sucesso no tratamento das águas residuárias (LIU *et al.*, 2012).

Chen *et al.* (2007) dividiu as raízes das plantas em duas classes. Uma classe é a de plantas rizomatosas, que normalmente têm raízes grossas, e a outra de plantas de raiz do tipo fibrosa ou fasciculada, que normalmente possuem raízes finas. Estes tipos de raízes ocupam volumes diferentes.

Se as duas espécies têm estruturas de raízes diferentes e ocupam volumes distintos, em função da profundidades que alcançam e do espaço horizontal ocupado, a separação do teor de nutrientes nas raízes por profundidade no sistema radicular pode ser interessante. Para isso, construiu-se a Tabela 21, que contém as médias e desvio padrão dos teores de nutrientes, as quais são decorrentes da avaliação de seis mudas, escolhidas de forma aleatória nos SACs.

Tabela 21: Teor de nutrientes na raiz do capim-vetiver (V) e capim-tifton 85 (T), em relação a profundidade no substrato.

Profundidade no substrato	Nitrogênio	Fósforo	Potássio	Sódio
	 (dag kg ⁻¹)			
Vp.1	7,3 ± 1,5	0,21 ± 0,01	2,15 ± 0,25	0,05 ± 0,02
Vp.2	6,2 ± 1,1	0,19 ± 0,01	1,69 ± 0,12	0,04 ± 0,01
Vp.3	6,1 ± 1,1	0,19 ± 0,01	1,66 ± 0,14	0,04 ± 0,01
Tp.1	8,6 ± 1,4	0,21 ± 0,02	1,98 ± 0,14	0,02 ± 0,001
Tp.2	8,8 ± 1,2	0,22 ± 0,03	1,75 ± 0,14	0,02 ± 0,002
Tp.3	8,3 ± 1,6	0,20 ± 0,01	1,58 ± 0,17	0,02 ± 0,002

*Em que p.1= profundidade de 5cm; p.2= profundidade de 10 cm; e p.3= profundidade de 15 cm.

Observa-se que os teores de nitrogênio e fósforo nas raízes dos capins em estudo permaneceram próximos uns dos outros, considerando-se as diferentes profundidades de coleta das amostras.

Os maiores teores de potássio foram observados, no entanto, nas raízes dos capins avaliados na profundidade de 5 cm, mais próxima à superfície. No capim-vetiver, o menor teor desse nutriente e maior de sódio foram verificados nas raízes, ao se comparar com o que foi obtido no tecido foliar da parte aérea desta espécie.

Poucas pesquisas têm sido feitas sobre as diferenças no crescimento, composição nutricional, volume e biomassa de raízes entre os diferentes tipos de plantas cultivadas em SACs, por isso, ainda é difícil compreender e explicar diferenças nos teores de nutrientes, observados nas raízes das macrófitas. Especula-se que pelo maior crescimento lateral, proporcionado pelos rizomas, têm-se os maiores teores próximos à superfície no capim-tifton 85. No capim-vetiver, o maior espalhamento em profundidade, possibilita menor variação nos teores, impossibilitando a evidência de tendência de alteração nessa variável.

5.3. Características dos efluentes dos SACs cultivados com capim-tifton 85, capim-vetiver e não cultivado

5.3.1. Potencial hidrogeniônico

Os valores médios de potencial hidrogeniônico (pH) afluente e efluentes dos SACs-EHSS e a associação com a presença ou não de vegetação estão apresentados na Tabela 22, podendo ser verificado não haver diferença significativa ($p < 0,05$) entre os tratamentos.

Tabela 22: Valores médios e coeficiente de variação do pH afluente e efluente nos SACs cultivados com capim-tifton 85 e capim-vetiver e SAC controle.

SAC	pH Afluente	pH Efluente
SAC-EHSSV	6,8	6,8 (a)
SAC-EHSST	6,8	6,8 (a)
SAC-EHSSC	6,8	6,8 (a)
CV (%)	—	1,86

As médias seguidas de mesma letra, não diferem estatisticamente entre si, a 5% de significância pelo teste de Tukey.

Em que: SAC-EHSS_V= Sistema alagado construído cultivado com capim-vetiver, SAC-EHSS_C=Sistema alagado construído controle, SAC-EHSS_T=Sistema alagado construído cultivado com capim-tifton 85.

O pH é um fator que afeta diretamente a vida microbiana, responsável pelas reações de depuração de águas residuárias, como também a vida das macrófitas presentes no meio. Observando os valores médios de pH nos efluentes dos SACs não

cultivados e cultivados, verifica-se que os SACs são ambientes muito tamponados em relação ao pH e que a presença das plantas não altera essa situação. Esses valores corroboram os resultados obtidos por Mendonça *et al.* (2015), que objetivaram avaliar o potencial dos SACs cultivados com *Typha dominguensis* (taboa) e a *Hedychium coronarium* (lírio do brejo) e SACs não cultivados para remover DBO e regularizar pH de ARL em condições de clima tropical, no município de Juiz de Fora – MG. Os autores verificaram que, de acordo com a análise de variância, não houve diferença significativa entre os valores de pH dos efluentes, ou seja, não houve influência das vegetações ou dos substratos utilizados na variação dos valores de pH. Outros autores, como Fia *et al.* (2010a) e Costa (2016), porém, observaram elevação do pH ao passar pelos SACs, dada a mineralização dos compostos oriundos da água residuária e liberação do substrato utilizado.

Os valores observados de pH (Tabela 22) entre os tratamentos estiveram dentro da faixa na qual são proporcionadas condições ideais para a sobrevivência dos microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica, que varia de 6,0 a 9,0 (METCALF; EDDY, 2003). Os valores de pH obtidos também estão próximos à faixa ideal de maior disponibilidade de nutrientes para as plantas, que se situa entre 6,0 e 7,0 (FURTINI NETO *et al.*, 2001) e de maior absorção de nutrientes, que é próximo à neutralidade (BRIX *et al.*, 2002). As maiores extrações de nutrientes estão associadas a maior produção de biomassa pela espécie vegetal, por essa razão, valores de pH que afetem o crescimento do capim-tifton e do capim-vetiver podem, também, alterar a retirada e aproveitamento do carbono e nutrientes presentes na solução e necessários à fotossíntese.

Para melhor observação das variações (pequenas) ao longo do experimento, estão apresentados os valores na Figura 9, havendo o comportamento dos três SACs avaliados.

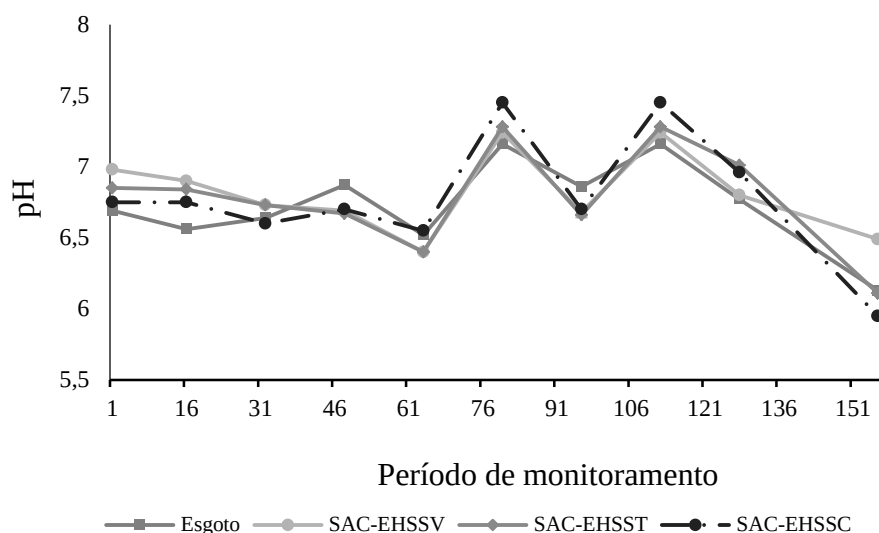


Figura 9: Série temporal dos valores de pH no afluente e nos efluentes dos SACs-EHSS.

Como pode ser observado na Figura 9, os valores de pH não distanciaram muito entre si, não havendo SACs com pH médio inferiores a 6,7. Os valores médios efluentes de pH foram semelhantes ao valor médio afluente. Os valores de pH encontrados podem ser considerados adequados ao desenvolvimento das espécies vegetais avaliadas, apesar de haver uma ligeira elevação ao final do período de monitoramento. Os valores de pH dos efluentes também encontram-se dentro do intervalo permitido pelos padrões de lançamento de efluentes (6,0-9,0) estabelecidos pela DN Conjunta COPAM - CERH nº 01/2008, para o estado de Minas Gerais.

5.3.2 Condutividade Elétrica

Na Tabela 23, estão apresentados os resultados médios de condutividade elétrica (CE) do afluente e efluente dos SACs-EHSS não cultivado e nos cultivados com capim-tifton 85 e capim-vetiver, medidos durante o período de avaliação do sistema. Verifica-se que não houve diferença estatística nos valores de CE efluente entre os SACs, mesmo comparando leitos cultivados e não cultivados. As diferenças significativas só são observadas após apresentação da eficiência, que leva em conta as perdas hídricas, e desta forma, tem-se melhor reprodução das alterações de concentrações de íons no meio. Os valores de CE do efluente foram inferiores aos do afluente, indicando

que formas iônicas, as quais são as responsáveis pela CE em líquidos, foram removidas pelo sistema.

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 23: Valores médios e coeficiente de variação da condutividade elétrica afluyente e efluente, respectivamente, nos SACs cultivados com capim-tifton 85 e capim-vetiver e no SAC controle.

SAC	CE afluyente ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	CE efluente ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Eficiência de remoção corrigida (%)
SAC-EHSSV	867,3	743,71 (a)	15,5 (a)
SAC-EHSST	867,3	746,66 (a)	13,20 (ab)
SAC-EHSSC	867,3	763,06 (a)	3,90 (b)
CV (%)	——	2,63	1,02

As médias seguidas de mesma letra em cada coluna não diferem estatisticamente entre si, a 5% de significância, pelo teste de Tukey.

Em que: SAC-EHSS_V= Sistema alagado construído cultivado com capim-vetiver, SAC-EHSS_C=Sistema alagado construído controle, SAC-EHSS_T=Sistema alagado construído cultivado com capim-tifton 85.

O aumento nos valores de CE dos efluentes pode ocorrer caso a disponibilização de íons em solução, decorrente da degradação do material orgânico presente no esgoto e a concentração desses íons, devido às perdas de água por evapotranspiração e evaporação, caso esses processos superem a capacidade de remoção por processos químicos ou biológicos (absorção por microrganismos e plantas). Como CE diminuiu, a precipitação de sais no meio (principalmente no caso do SAC-EHSSC), além da absorção de íons (nutrientes) presentes no esgoto pelas plantas, superaram o acúmulo dos íons. Embora o capim-vetiver tenha apresentado maior volume e massa de raízes, isso não repercutiu em perceptíveis alterações na concentração de sais no efluente, apresentando, na verdade, comportamento semelhante ao do capim-tifton 85.

Os estudos realizados por Fia *et al.* (2015) com ARS não apresentaram diferenças significativas nos valores de CE nos efluentes dos SACs-EHSS cultivados com taboa (*Typha latifolia* L.) e capim-tifton 85 (*Cynodon* spp). Esses autores verificaram, tal como neste trabalho, que os valores de CE no efluente foram inferiores aos do afluyente, corroborando Matos *et al.* (2010a), ao avaliarem SACs

cultivados com diferentes espécies vegetais no tratamento de ARL. Considerando-se que a evapotranspiração é superior à evaporação, há tendência de se ter maior concentração ao final das unidades plantadas, não refletindo de forma correta a realidade da capacidade de extração de íons pelo sistema. Por esta razão, quando da apresentação da eficiência corrigida, observou-se diferenças significativas no presente trabalho, e possivelmente, foi a razão de não ter sido identificado nos trabalhos de Matos *et al.* (2010a) e Fia *et al.* (2015). Nesse sentido, fica evidenciando o melhor desempenho do capim-vetiver em relação ao SAC-EHSSC na remoção da CE no esgoto sanitário.

Na Figura 10 está apresentada a série temporal do comportamento da CE ao longo do período experimental, no afluente e nos efluentes dos SACs.

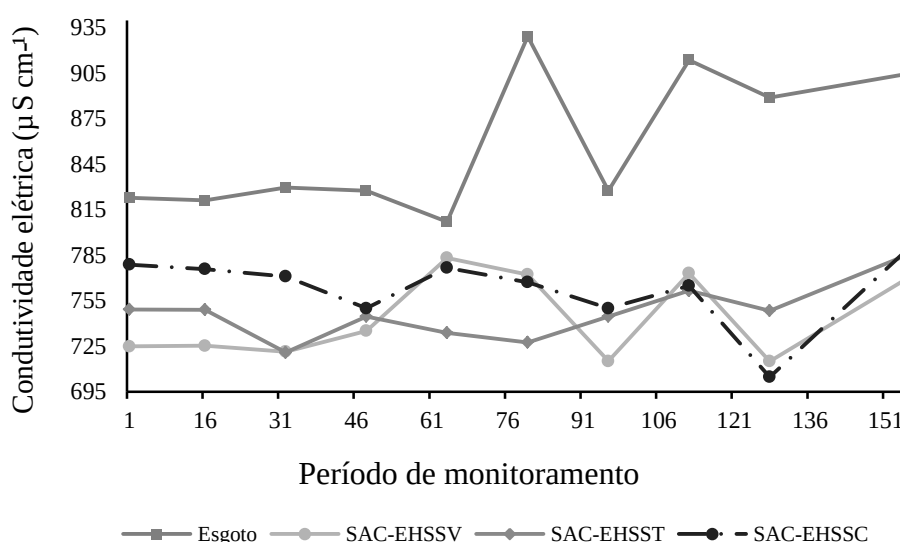


Figura 10: Série temporal dos valores de CE no afluente e nos efluentes dos SACs-EHSS.

Como pode ser observado na Figura 10, os valores de CE nos efluentes não se distanciaram muito entre si, não havendo nenhum tratamento com médias inferiores a $743,7 \mu\text{S cm}^{-1}$. É válido ressaltar que, ao se medir a CE, são quantificados os íons em solução, assim compostos orgânicos em solução e não ionizados não contribuem para os valores de CE medidos, no entanto, podem proporcionar diminuição no potencial osmótico da solução, dificultando, assim, plena absorção de água e nutrientes pelas plantas (FIA, 2008).

Como observado na Tabela 23, é possível perceber que essa correção foi suficiente para que passasse a haver diferença estatística entre as médias, dando indicativos da importância das plantas no processo de depuração da água, nesse sentido, evidenciando o melhor desempenho do capim-vetiver em relação ao SAC-EHSSC na remoção da CE no esgoto sanitário.

5.3.3 Remoção de Turbidez

Os valores médios de turbidez do afluente e efluente dos SACs cultivados com capim-tifton 85 e capim-vetiver medidos durante o período experimental estão apresentados no Tabela 24. A turbidez afluente, considerando-se dados não corrigidos em relação às perdas de água por evaporação/evapotranspiração, foi reduzida entre 77% e 82,0 %, em decorrência do tratamento nos SACs-EHSS. Observando-se os dados apresentados nessa tabela, verifica-se que houve diferença estatística ($p > 0,05$) nos valores de turbidez efluente, entre os SACs, sendo que o SAC-EHSSV apresentou maior eficiência na remoção dessa variável (82,0%). Entretanto, não houve diferença estatística entre os SAC-EHSST e SAC-EHSSC ($p < 0,05$).

As maiores eficiências na remoção da turbidez foram observadas ao levar em consideração às perdas hídricas nos SACs, tendo sido obtida maior eficiência no SAC-EHSSV, no qual ocorreu maior evapotranspiração, não havendo diferenças estatísticas entre os demais SACs em estudo.

Tabela 24: Valores médios e desvio padrão da turbidez afluente e efluente e de eficiência, não corrigida e corrigida, no que se refere às perdas hídricas, na remoção de turbidez nos SACs cultivados com capim-tifton 85 e capim-vetiver.

SAC	Turbidez Afluente (UNT)	Turbidez Efluente (UNT)	Eficiência na remoção (%)	Eficiência na remoção corrigida (%)
SAC-EHSSV	90,6	17,3(a)	82,0 (a)	82,0 (a)
SAC-EHSST	90,6	19,9(b)	77,0 (b)	78,4 (b)
SAC-EHSSC	90,6	20,1 (b)	77,0(b)	78 (b)
CV (%)	—	7,63	2,15	1,89

As médias seguidas de mesma letra em cada coluna não diferem estatisticamente entre si, a 5% de significância, pelo teste de Tukey.

Em que: SAC-EHSS_V=Sistema alagado construído cultivado com capim-vetiver; SAC-EHSS_C=Sistema alagado construído controle; e SAC-EHSS_T= Sistema alagado construído cultivado com capim-tifton 85.

A superioridade na remoção de turbidez no SAC-EHSSV pode ser justificada pela maior eficiência do sistema radicular do capim-vetiver em reter material em suspensão no esgoto sanitário, tendo em vista que esse capim possui uma rizosfera maior que o capim-tifton 85. O capim-vetiver é uma planta cespitosa, de raiz fasciculada que possui alto poder penetrante, suas raízes formam um grampeamento natural do substrato que pode ser responsável uma maior retenção de SST, que é ocasionador da turbidez. Assim, especula-se em função da estrutura radicular do capim-tifton 85, que em maior profundidade, onde as raízes não alcançam, é que onde há maior contribuição para concentração de sólidos no efluente, diminuindo a sua eficiência.

As expressivas remoções de turbidez obtidas neste trabalho corroboram os resultados obtidos em outros trabalhos nos quais, também, foram avaliados SACs-EHSS utilizados no tratamento de esgoto sanitário. Prata *et al.* (2013), por exemplo, obtiveram remoções que variaram de 83,7 a 88,4% em SACs cultivados com lírio-amarelo (*Hermerocallis flava*), enquanto Brasil *et al.* (2005), encontraram valores entre 80 e 86 % em SACs-EHSS cultivados com taboa (*Typha* sp.).

Na Figura 11 está apresentada a série temporal da variação da turbidez afluente e efluente nos SACs. A turbidez afluente, utilizada para a plotagem do gráfico, foi obtida utilizando o valor médio dos valores determinados, simultaneamente, para o afluente dos três SACs, em cada amostragem. Nota-se que os valores de turbidez efluente não acompanhou a instabilidade dos valores afluentes, indicando que o sistema é pouco sensível às variações de carga e apresenta grande capacidade em amortizá-las.

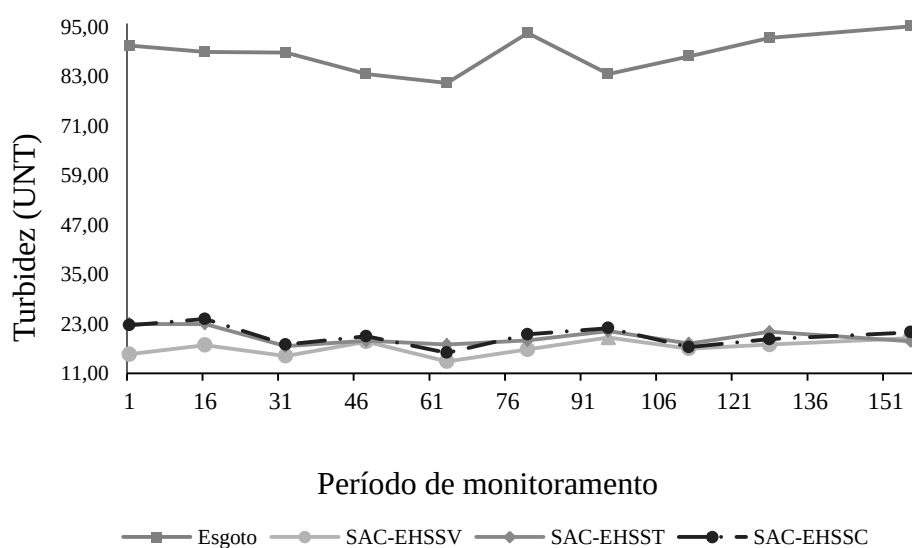


Figura 11: Série temporal dos valores de turbidez no afluentes e nos efluentes dos SACs-EHSS.

A série temporal indicou tendência de constância nos reduzidos valores efluentes de turbidez, ao longo do período de monitoramento dos SACs-EHSS.

5.3.4. Remoção de Sólidos Suspensos Totais

Os valores referentes às médias de sólidos suspensos totais (SST) afluentes e efluentes dos SACs-EHSS com presença ou não de vegetação, além das eficiências, não corrigidas e corrigidas em relação às perdas hídricas, na sua remoção do esgoto sanitário estão apresentados na Tabela 25. Verifica-se que a concentração de SST afluentes, desconsiderando-se as referidas perdas hídricas no sistema, estiveram entre 88,6 % e 91,7 %, em todos os SACs-EHSS, sendo majoradas para valores entre 88,9 e 92,1 %. Comparando os tratamentos, observa-se que o SAC-EHSSV proporcionou eficiência superior à obtida nos demais, no que se refere a essa remoção, não havendo diferença significativa ($p > 0,05$) entre as eficiências obtidas nos dois outros sistemas. Considerando-se ou não as perdas hídricas nos sistemas, verifica-se que no SAC cultivado com a espécie de raiz fasciculada foi obtida a maior remoção de SST.

Tabela 25: Valores médios de concentração afluente e efluentes, coeficientes de variação e de eficiências não corrigidas e corrigidas em relação às perdas de água por evaporação/evapotranspiração, na remoção de SST, nos SACs cultivados com capim-tifton 85 e capim-vetiver e no SAC controle.

SAC	SST Afluente (mg L ⁻¹)	SST Efluente (mg L ⁻¹)	Eficiência na remoção (%)	Eficiência na remoção corrigida (%)
SAC-EHSSV	222,9	24,80 (b)	91,7 (a)	92,1 (a)
SAC-EHSST	222,9	30,10 (a)	90,0 (b)	90,4 (b)
SAC-EHSSC	222,9	33,70 (a)	88,6 (b)	88,9 (b)
CV (%)	—	13,25	1,55	1,58

As médias seguidas de mesma letra na coluna, não diferem estatisticamente entre si, a 5% de significância, pelo teste de Tukey.

Em que: SAC-EHSSV=Sistema alagado construído cultivado com capim-vetiver; SAC-EHSSC=Sistema alagado construído controle; e SAC-EHSST=Sistema alagado construído cultivado com capim-tifton 85.

As raízes e rizomas das plantas cultivadas nos SACs serviram como barreira capaz de promover a retenção dos sólidos da água residuária em tratamento, tendo em vista a redução que proporcionam à velocidade de escoamento do líquido, concorrendo para maior sedimentação de sólidos, e pelo efeito filtrante na região da rizosfera (METCALF; EDDY, 1991; BRIX, 1997). Conforme já comentado, o sistema radicular do capim-vetiver apresenta características anatômicas que proporcionam maior eficiência na retenção de SST em SACs, o que ficou evidenciado pelos resultados obtidos neste trabalho. Da mesma forma como observado em relação à turbidez, a raiz fasciculada forma um grampeamento natural do substrato, o qual pode influenciar numa maior retenção de SST. Somado à essa característica, foi observado maior aprofundamento e maior volume radicular no substrato, o que, também, contribui com tal remoção, superior à dos outros tratamentos.

Matos *et al.* (2010b), em avaliação de SACs-EHSS utilizados no tratamento de ARS, não verificaram diferenças significativas na remoção de SST entre os SACs cultivados com *Alternanthera philoxeroides* (Mart Griseb), taboa (*Typha latifolia* L.) e capim-tifton 85 (*Cynodon dactylon* (L) Pers) e os SACs não cultivados. Torna-se importante ressaltar, no entanto, que os dados não foram corrigidos em relação às perdas de água por evaporação/evapotranspiração e que todos os SACs alcançaram eficiência de remoção de SST superiores a 90%. Hench

et al. (2003), no tratamento de esgoto doméstico em SACs cultivados (consórcio de taboa, *Scirpus* L. e junco) e não cultivados, obtiveram remoções de SST superiores a 73%, não verificando diferenças na remoção de SST (dados não corrigidos em relação à evaporação/evapotranspiração) entre os SACs. Çakir *et al.* (2015), avaliando o desempenho de SACs-EHSS cultivados com junco (*Phragmites australis*) no tratamento de esgoto doméstico na Turquia, obtiveram eficiência de remoção entre 70,9 e 86,3% de SST, considerando-se dados não corrigidos.

Dornelas (2008) avaliaram o desempenho de SACs-EHSS como pós tratamento do efluente de reator UASB e obtiveram eficiência de remoção de SST, em SAC cultivado com *Thypha latifolia* (91%), estatisticamente igual ao obtido em SAC não vegetado (88%), considerando-se dados corrigidos. Solano *et al.* (2004), encontraram uma faixa de valores de eficiência maiores, entre 58 e 93% em SACs cultivados com *Typha latifolia* e *Phragmites australis*, considerando-se dados não corrigidos.

Na Figura 12, estão apresentadas a série temporal da variação na concentração de SST afluente e efluente nos SACs. A concentração afluente de SST, utilizada para a plotagem do gráfico, foi obtida como o valor médio das concentrações determinadas, simultaneamente, para o afluente dos três SACs, em cada amostragem. Nota-se, da mesma forma que observado para outras variáveis, que as concentrações afluente e efluente possibilitam observar que a concentração da SST efluente não acompanhou a instabilidade do SST afluente, indicando que o sistema é pouco sensível às variações de carga e apresenta grande capacidade em amortizá-las.

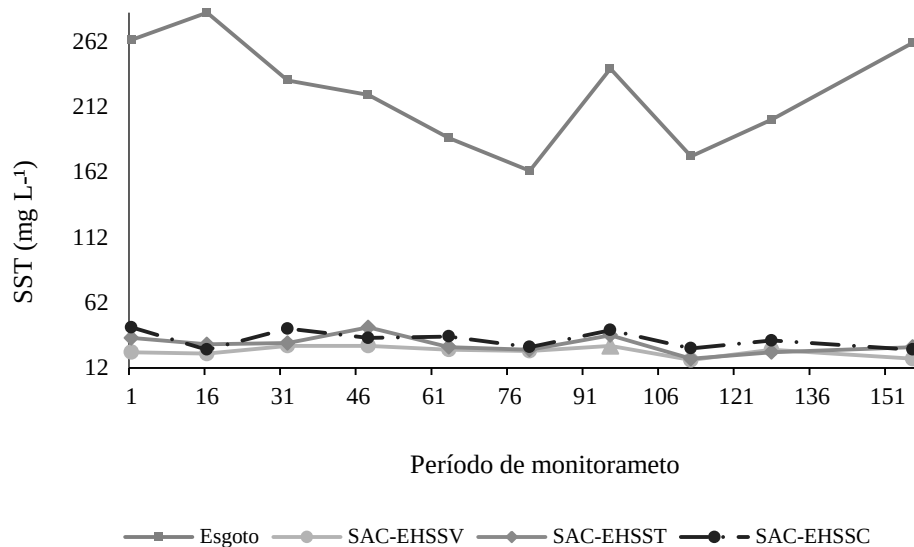


Figura 12: Série temporal dos valores de SST no afluente e nos efluentes dos SACs.

Analisando as concentrações de SST após o tratamento, verifica-se que os SACs forneceram efluentes com concentrações sempre inferiores às dos padrões estabelecidos legalmente para lançamento de efluentes no estado de Minas Gerais, que segundo COPAM 01/2008, devem ser inferiores a 100 mg L^{-1} . Os sólidos presentes nas águas residuárias são um dos principais responsáveis pela colmatção em SACs. Esses sólidos acumulam-se nos SACs devido aos processos de sedimentação e filtração que ocorrem quando a água residuária escoar através do meio poroso, rizomas e raízes das macrófitas (ALCABAR, 2010). A maior eficiência de remoção de SST observada no SAC-EHSSV pode contribuir de forma mais significativa para a colmatção, assim, alternativas operacionais devem ser implementadas a fim de evitar sua rápida colmatção.

5.3.5. Remoção de DQO

Os valores referentes às médias das concentrações da demanda química de oxigênio (DQO) afluente e efluentes dos SACs-EHSS e as eficiências, não corrigidas ou corrigidas, considerando-se as perdas de água por evaporação/evapotranspiração no sistema, estão apresentados na Tabela 26. Verifica-se que a concentração de DQO afluente foi reduzida entre 83,5 % e 85,2 %,

com base em cálculos obtidos considerando-se os dados corrigidos em relação às referidas perdas hídricas, nos diferentes SACs. Observando-se os dados apresentados na Tabela 22, nota-se que não houve diferença significativa ($p < 0,05$) entre os tratamentos, no que se refere a essa remoção.

Tabela 26: Valores médios de concentração afluenta e efluentes, coeficientes de variação e de eficiências, não corrigidas e corrigidas em relação às perdas de água por evaporação/evapotranspiração, na remoção da DQO, nos SACs cultivados com capim-tifton 85 e capim-vetiver e no SAC controle.

SAC	DQO afluenta (mg L ⁻¹)	DQO afluenta (mg L ⁻¹)	Eficiência na remoção (%)	Eficiência na remoção corrigida (%)
SAC-EHSSV	406	63 (a)	84 (a)	85 (a)
SAC-EHSST	406	70 (a)	83 (a)	84 (a)
SAC-EHSSC	406	67 (a)	83 (a)	84 (a)
CV (%)	—	13,1	2,73	2,59

As médias seguidas de mesma letra na coluna, não diferem estatisticamente entre si, a 5% de significância, pelo teste de Tukey.

Em que: SAC-EHSSV=Sistema alagado construído cultivado com capim-vetiver; SAC-EHSSC=Sistema alagado construído controle; e SAC-EHSST=Sistema alagado construído cultivado com capim-tifton 85.

Çakir *et al.* (2015) obtiveram eficiência entre 47,8 e 62,5 % na remoção de DQO, no tratamento de esgoto doméstico, nas condições climáticas da Turquia, usando SACs-EHSS cultivados com junco. Valores esses inferiores aos verificados por Solano *et al.* (2004), também tratando esgoto bruto, que foram de 50 a 88% (dados não corrigidos), tendo os menos valores obtidos com taboa e os maiores com junco. Brasil *et al.* (2005) avaliaram o desempenho de SAC-EHSS no tratamento de esgoto doméstico e obtiveram eficiências de remoção corrigidas de DQO entre 87 e 90%. Os dados apresentados na Tabela 26, demonstram que os SACs foram

eficientes na remoção de DQO, estando os valores obtidos neste experimento próximos aos maiores valores apresentados na literatura.

Matos *et al.* (2010b) também não encontraram diferenças significativas nos dados não corrigidos, na remoção de DQO da ARS tratada em SACs-EHSS cultivados com *alternanthera*, taboa e capim-tifton 85 e nos SACs não cultivados, tendo obtido eficiências entre 87 e 92%. Os resultados obtidos no presente estudo também corroboram os obtidos por Matos *et al.* (2010c) que, ao avaliar o comportamento dos três SACs que foram submetidos à TCO média de $130 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO, verificaram não haver diferença significativa entre os SACs vegetados e o SAC sem vegetação, em relação à remoção não corrigida de DQO. No entanto, de forma geral, todos os SACs apresentaram excelentes resultados de eficiência na remoção de DQO, na faixa de 84,7 % e 97,1 %. Se a maior parte dos trabalhos não observam diferença significativa entre os tratamentos, por outro lado, Dornelas (2008) verificaram maiores eficiências de remoção corrigida no SAC cultivado com taboa (71%) do que no leito não vegetado (49%), ao tratar esgoto sanitário efluente de reator UASB. Acredita-se que a maior parte dos trabalhos não apresente diferença significativa entre os tratamentos com e sem plantas, considerando-se os principais processos envolvidos na remoção de DQO. A sedimentação e a filtração do material orgânico particulado presente na água residuária, bem como os processos microbianos de decomposição da matéria orgânica, podem ser influenciados pelas espécies vegetais, no entanto, independem da presença dessas. Acredita-se que os principais processos envolvidos nessa remoção de DQO tenham sido a sedimentação e filtração do material orgânico particulado presente na água residuária, bem como os processos microbianos de decomposição da matéria orgânica solúvel.

Na Figura 13 está apresentada a série temporal das variações nas concentrações da DQO afluente e efluente nos SACs. A concentração afluente de DQO, utilizada para a plotagem do gráfico, foi obtida como o valor médio das concentrações determinadas para o afluente dos três SACs, em cada amostragem. Novamente, verifica-se que a concentração efluente não acompanhou a instabilidade apresentada na DQO afluente, indicando o amortecimento das variações das concentrações após o tratamento nos SACs-EHSS.

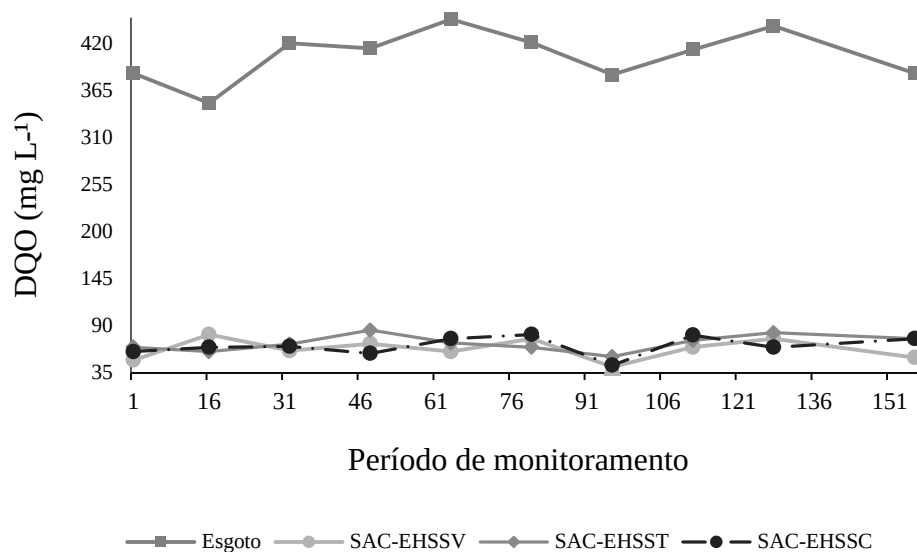


Figura 13: Série temporal dos valores de DQO no afluente e nos efluentes dos SACs-EHSS.

A relativa constância nas concentrações efluentes de DQO pode ser atribuída à estabilização do biofilme e sua adaptação às características do efluente, uma vez que o sistema foi implantando há cerca de 1 ano, já tendo passado pelo processo de maturação.

Considerando-se os resultados obtidos, a esperada liberação de compostos orgânicos e o aporte de resíduos das plantas cultivadas não proporcionou efeito perceptível nas concentrações de DQO efluente do SAC-EHSST e SAC-EHSSV, o que permite que se possa intuir que seja compensado por maior eficiência do sistema na remoção da DQO do afluente. Essa é uma hipótese para explicar a razão de não se ter observadas diferenças nos valores de DQO efluente e terem sido observados nos valores de DBO efluente, assunto a ser tratado no próximo item. Assim, a filtração e a influência na comunidade microbiana heterotrófica, pelos exsudatos e transporte de oxigênio, proporcionado pelas raízes, possivelmente é compensado pela liberação de compostos orgânicos, não havendo diferença significativa para a unidade controle (sem plantas).

Durante todo o tempo de monitoramento, as concentrações de DQO no efluente permaneceram abaixo dos padrões para lançamento em corpos d'água, conforme estabelecido na legislação estadual ($< 180 \text{ mg L}^{-1}$).

5.3.6 Remoção de DBO

Os valores referentes as médias das concentrações da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) afluyente e efluentes dos SACs-EHSS e as eficiências, não corrigidas e corrigidas em relação às perdas de água devido à evaporação/evapotranspiração, estão apresentados na Tabela 27. Verifica-se que a concentração de DBO afluyente foi reduzida, considerando-se as perdas hídricas no sistema, entre 81,7% e 85,2% em todos os SACs avaliados.

Observando-se os dados apresentados na tabela, verifica-se que houve diferença significativa ($p > 0,05$) entre as eficiências de remoção corrigida da DBO, apresentando os SAC cultivado com capim-vetiver eficiência superior às obtidas no SAC controle.

Tabela 27: Valores médios de concentração afluyente e efluentes, coeficientes de variação e de eficiências, não corrigidas e corrigidas em relação às perdas de água por evaporação/evapotranspiração, na remoção da DBO, nos SACs cultivados com capim-tifton 85 e capim-vetiver e no SAC controle.

SAC	DBO afluyente (mg L ⁻¹)	DBO efluyente (mg L ⁻¹)	Eficiência na remoção (%)	Eficiência na remoção corrigida (%)
SAC-EHSSV	207	34 (b)	84 (a)	85 (a)
SAC-EHSST	207	35 (b)	84 (ab)	84 (ab)
SAC-EHSSC	207	38 (a)	81 (b)	82 (b)
CV (%)	—	5,99	2,21	2,13

As médias seguidas de mesma letra na coluna, não diferem estatisticamente entre si, a 5% de significância, pelo teste de Tukey.

Em que: SAC-EHSSV=Sistema alagado construído cultivado com capim-vetiver; SAC-EHSSC=Sistema alagado construído controle; e SAC-EHSST=Sistema alagado construído cultivado com capim-tifton 85.

Çakir *et al.* (2015), avaliando o desempenho de SACs-EHSS cultivados com junco (*Phragmites australis*), no tratamento de esgoto doméstico, na Turquia, obtiveram eficiências de remoção não corrigida entre 49,1 e 64,9 % de DBO. Solano *et al.* (2004), alcançaram valores de remoção no segundo ano de operação dos sistemas de 92% em SACs-EHSS cultivados com *Typha* sp. e 93% nos cultivados com *Phragmites* sp., no tratamento de esgoto bruto. Matos *et al.* (2010a) variando a TCO de 66 a 570 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO, obtiveram valores de eficiência não corrigidas superiores a 85% de DBO, em SACs-EHSS cultivados com as forrageiras capim-

tifton 85 e capim-napier. Novamente, verifica-se ter consideráveis eficiências de remoção proporcionadas pelo tratamento do esgoto doméstico nos SACs.

O melhor desempenho dos SACs cultivados com capim-vetiver, em relação à unidade controle, no que se refere à remoção de DBO, pode estar associado à remoção da fração particulada menos recalcitrante, retida no substrato e nas raízes fasciculadas desta espécie e, à maior eficiência na degradação do material orgânico, proporcionada pelo desenvolvimento de maior e mais diversificada população de microrganismos, no meio. Graças à capacidade de transferir o oxigênio aéreo para as raízes e rizomas, através de tecidos parenquimatosos (aerênquima), uma adaptação para sobreviver às condições alagadas, e à maior área superficial fornecida pelas raízes para a formação do biofilme, tem-se o favorecimento do metabolismo da comunidade heterotrófica.

Para que as plantas se adaptem melhor às condições de cultivo em SACs, elas precisam aumentar a capacidade de transferir o oxigênio aéreo para as raízes e rizomas, através de tecidos parenquimatosos (aerênquima), favorecendo-se, assim, processos aeróbios de degradação da matéria orgânica presente no meio. Dessa forma, em geral, a remoção de matéria orgânica em SAC cultivado com capim-vetiver está associada à maior área superficial fornecida pelas raízes para a formação do biofilme, o qual é responsável pela degradação desse material.

Dornelas (2008) obteve eficiência corrigida de remoção de DBO maior no SAC cultivado com *Thypha latifolia* (62%) que na unidade não vegetada (54%). Em contrapartida, em estudo realizado por Matos *et al.* (2010a), ao avaliarem o comportamento dos três SACs no tratamento de ARL, submetidos à a diferentes TCOs, verificou-se não haver diferença significativa entre os SACs vegetados e o SAC sem vegetação, em relação a remoção de DBO. No entanto, de forma geral, todos os SACs apresentaram excelentes resultados de eficiência de remoção não corrigida de DBO, com média mínima de 78,5 % e máxima de 96,3 %. Estudos realizados por Matos *et al.* (2010b) no tratamento de ARS, também não indicaram diferenças significativas na remoção de DBO nos SACs-EHSS cultivados com *alternanthera*, *taboa* e capim-tifton 85 e nos SACs não cultivados, tendo eficiências de remoção não corrigida entre 84 e 88%. De forma semelhante, Mendonça *et al.* (2015), também não observaram diferença significativa entre leitos cultivados com

taboa, lírio e não plantados, no tratamento da ARL. Segundo esses autores, os resultados confirmam que a remoção é fruto primordialmente de mecanismos físicos e microbiológicos, para DBO particulada e DBO solúvel, respectivamente, argumentação dos autores que, na verdade, não explica os resultados. Novamente, pode-se atribuir à liberação de compostos orgânicos, as observações dos outros trabalhos. Outra questão relevante é a carga orgânica aplicada nos reatores.

A concentração média afluyente e os valores efluentes de DBO dos três SACs, em cada amostragem, estão apresentados na série temporal da Figura 14. Seguindo mesma tendência das variáveis analisadas anteriormente, há pequenas variações da concentração efluente, ao contrário das características do esgoto sanitário, que apresenta grande coeficiente de variação, indicando que o sistema é pouco sensível as variações de carga aplicada.

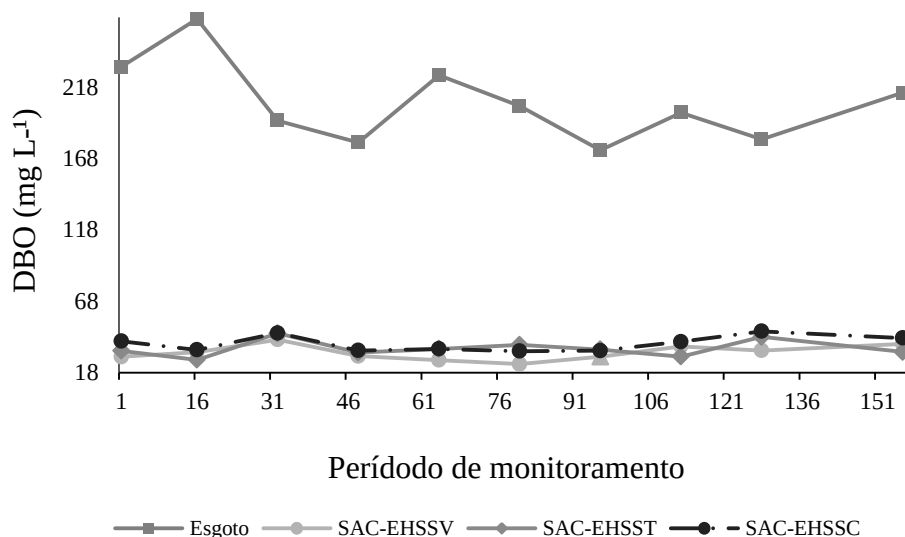


Figura 14: Série temporal dos valores de DBO no afluyente e nos efluentes dos SACs-EHSS.

A relativamente baixa variabilidade nos valores da DBO dos efluentes pode ser atribuída, da mesma forma como já discutido em relação à DQO, à maturação do biofilme e sua adaptação às características do efluente, com o tempo de operação dos SACs.

Embora o SAC controle tenha tido eficiências inferior ao SAC-EHSSV, as características dos efluentes apresentaram excelente qualidade, em termos de DBO₅, visto que, em todo o período de monitoramento, as concentrações finais permaneceram sempre abaixo dos padrões estabelecidos ($\leq 60 \text{ mg L}^{-1}$) para o

lançamento de efluentes no estado de Minas Gerais (DN conjunta COPAM-CERH nº 01/2008).

5.3.7. Remoção de nitrogênio total

Os valores referentes as médias das concentrações de nitrogênio total (N-total) afluyente e efluentes dos SACs-EHSS e as eficiências, não corrigidas e corrigidas em relação às perdas de água por evaporação/evapotranspiração, estão apresentados na Tabela 28. Verifica-se que a concentração de N-total afluyente foi reduzida entre 34,1% e 37,6%, considerando-se as referidas perdas hídricas nos SACs-EHSS.

Observando-se os resultados apresentados na Tabela 28, nota-se que não houve diferença significativa ($p < 0,05$) entre os tratamentos. Conforme discutido anteriormente, a carga de aporte de solutos é definidor da significância ou não das remoções, já que as plantas apresentam capacidade de extração de nutrientes limitada.

Tabela 28: Valores médios de concentração afluyente e efluentes, coeficientes de variação e de eficiências, não corrigidas e corrigidas em relação às perdas de água por evaporação/evapotranspiração, na remoção de N-Total nos SACs cultivados com capim-tifton 85 e capim-vetiver e no SAC controle.

SAC	N-total afluyente (mg L ⁻¹)	N-total efluente (mg L ⁻¹)	Eficiência de remoção (%)	Eficiência de remoção corrigida (%)
SAC-EHSSV	53,66	35,74 (a)	33,4 (a)	37,6 (a)
SAC-EHSST	53,66	34,86 (a)	34,4 (a)	37,2 (a)
SAC-EHSSC	53,66	36,29 (a)	32,1 (a)	34,1 (a)
CV (%)	—	7,59	15,20	13,45

As médias seguidas de mesma letra na coluna, não diferem estatisticamente entre si, a 5% de significância, pelo teste de Tukey.

Em que: SAC-EHSSV=Sistema alagado construído cultivado com capim-vetiver; SAC-EHSSC=Sistema alagado construído controle; e SAC-EHSST=Sistema alagado construído cultivado com capim-tifton 85.

As macrófitas proporcionaram aumento na remoção de nutrientes contidos na água residuária em tratamento, por seu acúmulo na biomassa, fixação de particulados inorgânicos e orgânicos e, caso o amônio esteja presente, por sua

transformação em nitrato em rizosfera oxidante (BRIX, 1994). Dessa forma, os locais próximos às raízes das plantas são suscetíveis à nitrificação, pois o oxigênio pode ser disponibilizado pelas raízes. Ainda assim, a presença de plantas nos sistemas cultivados não se mostrou suficiente para proporcionar melhor desempenho ($p < 0,05$) dos SAC-EHSST e SAC-EHSSV, em relação ao SAC-EHSSC. Além da capacidade limitada para absorção, a carga excessiva, reduz a disponibilidade de oxigênio para nitrificação, já que a demanda carbonácea é maior que o aporte de oxigênio, transportado via aerênquima das plantas cria microzonas aeróbias no meio poroso saturado.

Matos *et al.* (2010b), ao tratarem ARS em SACs-EHSS, não obtiveram diferenças significativas na remoção, não corrigida, de N-total entre as unidades cultivadas com alternanthera, taboa e capim-tifton 85 e nos SACs-EHHSS não cultivados, tendo os valores ficado entre 51 e 64%. Por outro lado, Dornelas (2008) ao avaliar o desempenho de SACs-EHSS como pós tratamento de reator UASB, obteve eficiência de remoção corrigida de 23% de N-total em SAC-EHSS cultivado com taboa, valor maior que o obtido no SAC-EHSS não cultivado, que foi de 8%. Matos *et al.* (2010a), comparando o desempenho de SACs cultivados, obtiveram remoção de cerca de 70 % de N-total em SACs-EHSS submetidos a diferentes TCOs, quando cultivados com capim-tifton 85, e 51% nos cultivados com capim-elefante. As grandes diferenças citadas na remoção de N, deve-se à carga aplicada e à capacidade limitada que as plantas têm em absorver esse nutriente.

Na Figura 15 está apresentada a série temporal das variações nas concentrações da N-total afluente e efluente nos SACs, na qual pode ser observada uma variação pouco maior na concentração de nitrogênio em relação à verificada para as demais variáveis.

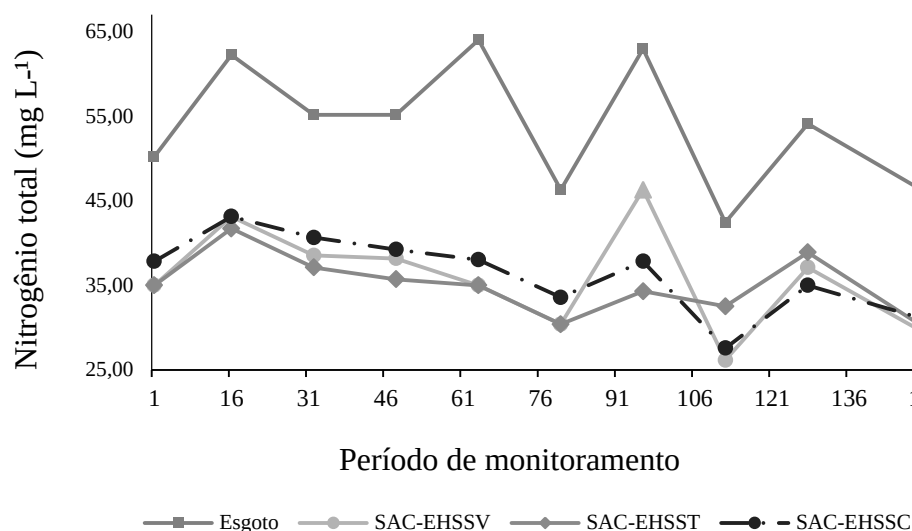


Figura 15: Série temporal dos valores de N-total no afluente e nos efluentes dos SACs-EHSS.

Nota-se que a concentração de N-total efluente acompanhou a instabilidade do N-total afluente indicando que o sistema é sensível às variações de carga.

5.3.8. Remoção de fósforo total

Estão apresentados, na Tabela 29, os valores referentes às médias das concentrações de fósforo total (P-total) afluente e efluentes dos SACs-EHSS e as eficiências, não corrigidas e corrigidas, na sua remoção. É possível observar que a eficiência na remoção de P-total aumentou, ao se considerar as referidas perdas hídricas no sistema, passando de 36,1% para 40,9%.

Tabela 29: Valores médios de concentração afluente e efluentes, coeficientes de variação e de eficiências, não corrigidas e corrigidas em relação às perdas de água por evaporação/evapotranspiração, na remoção da P, nos SACs cultivados com capim-tifton 85 e capim-vetiver e no SAC controle.

SAC	P afluente (mg L ⁻¹)	P efluente (mg L ⁻¹)	Eficiência de remoção (%)	Eficiência de remoção Corrigida (%)

SAC-EHSSV	7,6	4,8 (b)	37,0 (a)	40,9 (a)
SAC-EHSST	7,6	5,0 (a)	33,3 (b)	36,1 (b)
SAC-EHSSC	7,6	4,8 (ab)	36,0 (ab)	37,8 (ab)
CV (%)	——	4,51	8,89	7,76

As médias seguidas de mesma letra na coluna, não diferem estatisticamente entre si, a 5% de significância, pelo teste de Tukey.

Em que: SAC-EHSSV=Sistema alagado construído cultivado com capim-vetiver; SAC-EHSSC=Sistema alagado construído controle; e SAC-EHSST=Sistema alagado construído cultivado com capim-tifton 85.

As eficiências na remoção de P-total estiveram dentro da faixa obtida por Vymazal (2002), que desconsiderou as perdas hídricas no sistema, que segundo o autor são, por sua vez, influenciadas pelo tipo de meio suporte utilizado, em razão da adsorção do P. Estudos realizados por Matos *et al.* (2010b) com ARS não indicaram diferenças na remoção (não corrigida) de P-total, em SACs-EHSS cultivados com *alternanthera* e capim-tifton 85 e nos SACs não cultivados, estando os valores na faixa de 53 a 55%. Dornelas (2008), avaliando o desempenho de SACs-EHSS como pós tratamento de reator UASB, verificou, por outro lado, maiores eficiências corrigidas na remoção de P-total em SAC cultivado (43 %) em relação ao não cultivado (32%). As grandes diferenças citadas na remoção de P, tal como já discutido anteriormente, devem-se à carga aplicada e à capacidade limitada que as plantas têm em absorver nutrientes.

No caso do presente trabalho, verificou-se que as médias das eficiências de remoção foram maiores no SAC-EHSSV do que no SAC-EHSST, para remoção de P-total, no entanto, não houve diferença significativa entre as eficiências de remoção dos SACs cultivados e o SAC não cultivado, de acordo com o teste de Tukey, a 5% de significância.

Na Figura 16, está apresentada a série temporal da variação na concentração de P-total afluente e efluente nos SACs (valores médios). Ao contrário do que foi observado em relação às outras variáveis analisadas, a concentração da P-total efluente acompanhou a instabilidade do P-total afluente, indicando que o sistema é sensível às variações de carga e não apresenta grande capacidade em amortizá-las.

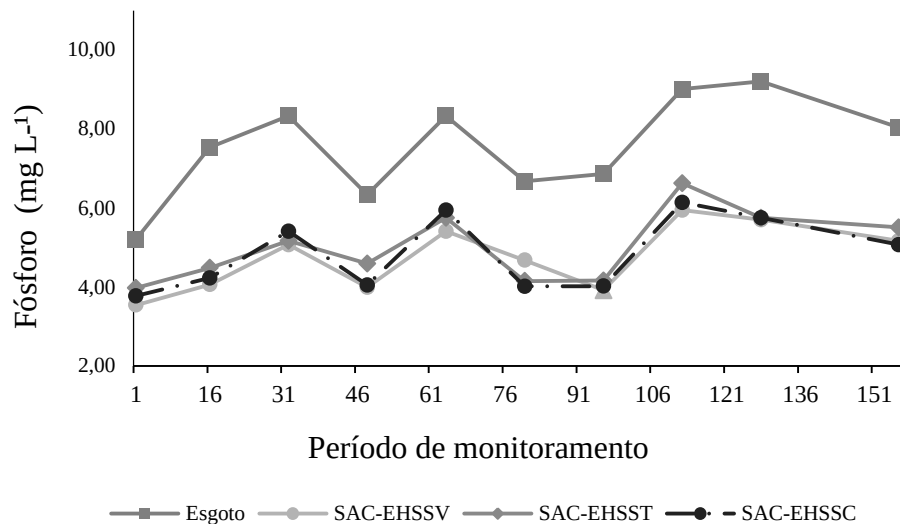


Figura 16: Série temporal dos valores de P-total no afluente e nos efluentes dos SACs-EHSS.

5.3.9. Remoção de potássio

Os valores referentes as médias das concentrações de potássio afluente e efluentes dos SACs-EHSS e as eficiências de sua remoção, não corrigidas e corrigidas em relação às perdas de água por evaporação/evapotranspiração no sistema estão apresentados no Tabela 30. Verifica-se que a concentração de potássio afluente foi reduzida, considerando-se as referidas perdas de água no sistema, entre 17 e 19,7%, em decorrência dos tratamentos, não havendo diferença significativa ($p < 0,05$) entre os mesmos.

São poucas as informações disponíveis sobre o comportamento de metais alcalinos em SACs, no tratamento de águas residuárias, visto que estes elementos químicos não estão, normalmente, listados como variáveis de qualidade em efluentes a serem lançados em corpo hídrico receptor. Entretanto, por estar o potássio inserido entre os macronutrientes para os vegetais, a sua concentração deve ser, necessariamente, quantificada (MATOS, 2012; FIA *et al.*, 2015).

Tabela 30: Valores médios de concentração afluente e efluentes, coeficientes de variação e de eficiências, não corrigidas e corrigidas em relação às perdas de água por evaporação/evapotranspiração, na remoção de potássio, nos SACs cultivados com capim-tifton 85 e capim-vetiver e no SAC controle.

SAC	K afluente (mg L ⁻¹)	K efluente (mg L ⁻¹)	Eficiência de remoção	Eficiência de remoção corrigida
-----	-------------------------------------	-------------------------------------	--------------------------	------------------------------------

			(%)	(%)
SAC-EHSSV	14,98	12,87 (a)	14,2 (a)	19,7 (a)
SAC-EHSST	14,98	12,74 (a)	15,0 (a)	18,8 (a)
SAC-EHSSC	14,98	12,75 (a)	14,5 (a)	17,0 (a)
CV (%)	_____	6,82	39,39	30,46

As médias seguidas de mesma letra na coluna, não diferem estatisticamente entre si, a 5% de significância, pelo teste de Tukey.

Em que: SAC-EHSSV=Sistema alagado construído cultivado com capim-vetiver; SAC-EHSSC=Sistema alagado construído controle; e SAC-EHSST=Sistema alagado construído cultivado com capim-tifton 85.

Nota-se, na Tabela 30 que não houve diferença ($p < 0,05$) na remoção entre os SACs cultivado pela espécie de raiz rizomatosa e fasciculada e o SAC-EHSSC. Por não haver diferença significativa de remoção entre as espécies, sugere-se que as mesmas tenham semelhante capacidade de absorção desse nutriente ou que as diferenças não tenham sido evidenciadas, devido à carga aplicada estar acima da capacidade de sua remoção.

Matos *et al.* (2010b), tratando ARS em SACs-EHSS cultivados com alternanthera, taboa e capim-tifton 85 e em SAC não cultivado, também não obtiveram diferenças na remoção não corrigida de potássio, tendo, no entanto, obtido eficiências superiores às encontradas neste trabalho (entre 29 e 46%). De forma semelhante, Fia *et al.* (2015) não verificaram diferenças na remoção não corrigida de potássio, estando as eficiências de remoção entre 15 e 27%, avaliadas no tratamento de ARS em SACs-EHSS cultivados com taboa e capim-tifton 85.

Na Figura 17, está apresentada a série temporal das variações nas concentrações de potássio afluente e efluente nos SACs. Observa-se que, seguindo comportamento dos elementos químicos avaliados, as concentrações de potássio efluente acompanharam a instabilidade do potássio afluente, denotando a sensibilidade do sistema às variações de carga. Essas evidências corroboram a expectativa de mais difícil retenção de potássio, em função da maior mobilidade desse íon.

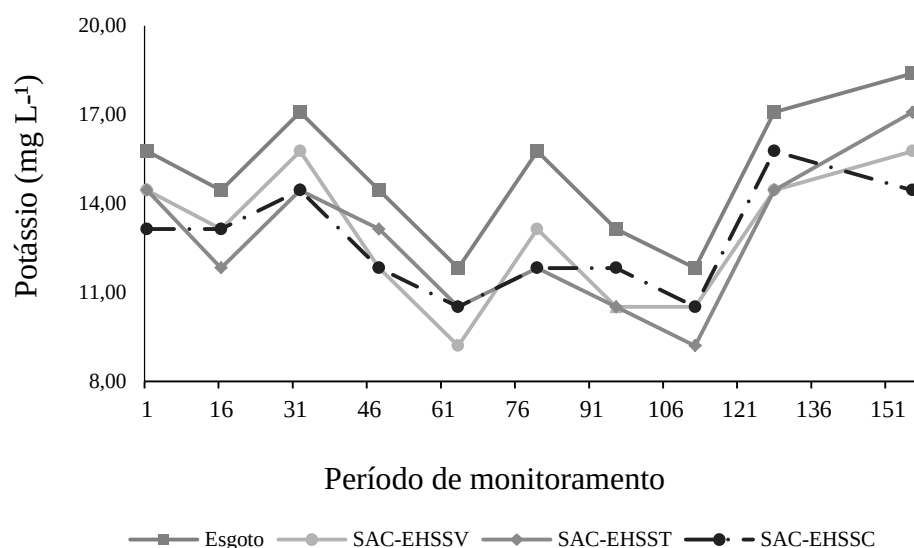


Figura 17: Série temporal dos valores de N-total no afluentes e nos efluentes dos SACs-EHSS.

5.3.10. Remoção de sódio

Os valores referentes as médias das concentrações de sódio afluentes e efluentes dos SACs-EHSS e as eficiências não corrigidas e corrigidas em relação às perdas de água por evaporação/evapotranspiração no sistema estão apresentados no Tabela 31.

Tabela 31: Valores médios de concentração afluentes e efluentes, coeficientes de variação e de eficiências, não corrigidas e corrigidas em relação às perdas de água por evaporação/evapotranspiração, na remoção de sódio, nos SACs cultivados com capim-tifton 85 e capim-vetiver e no SAC controle.

SAC	Na afluente (mg L ⁻¹)	Na efluente (mg L ⁻¹)	Eficiência de remoção (%)	Eficiência de remoção corrigida (%)
SAC-EHSS _V	48,39	46,88 (a)	3,4 (a)	9,4 (a)
SAC-EHSS _T	48,39	46,81 (a)	4,0 (a)	7,6 (ab)
SAC-EHSS _C	48,39	47,07 (a)	3,0 (a)	5,8 (b)
CV (%)	—	1,87	45,91	26,41

As médias seguidas de mesma letra na coluna, não diferem estatisticamente entre si, a 5% de significância, pelo teste de Tukey.

Em que: SAC-EHSSV=Sistema alagado construído cultivado com capim-vetiver; SAC-EHSSC=Sistema alagado construído controle; e SAC-EHSST=Sistema alagado construído cultivado com capim-tifton 85.

Verifica-se que a concentração de sódio afluyente foi reduzida, considerando-se as referidas perdas hídricas no sistema, entre 5,8 e 9,4%, havendo diferença significativa ($p > 0,05$) entre os tratamentos. Comparativamente aos outros nutrientes, pode-se considerar que o sódio foi pouco removido, entretanto isso não deve ser motivo de estranheza já que não se trata de um nutriente para as plantas cultivadas nos SACs e, por isso, naturalmente deva ser absorvido em baixas taxas. Aliado a isso, os fatores que mais contribuíram para a relativamente a baixa remoção de sódio foram a sua grande solubilidade, alta concentração no esgoto e sua pequena associação com o material orgânico, eficientemente, retido por processos físicos.

Conforme já mencionado, a evapotranspiração foi superior à evaporação, nos SACs o que tornou a remoção de sódio nos SACs significativamente diferente. Com base nos dados apresentados na Tabela 31, é possível verificar a importância das plantas no processo de depuração da água, evidenciando o melhor desempenho do capim-vetiver em relação ao SAC-EHSSC na remoção de sódio no esgoto sanitário. A presença da macrófita de raiz fasciculada mostrou-se suficiente para proporcionar melhor desempenho ($p > 0,05$) em relação ao SAC-EHSSC, no entanto, não houve diferença ($p < 0,05$) na remoção entre o SAC cultivado pela espécie de raiz rizomatosa e SAC-EHSSC. Tal comportamento do capim-vetiver na remoção deste constituinte em relação ao SAC-EHSSC, pode ser explicado pela sua capacidade de enraizamento e, com isso, aumento na área de interceptação e absorção do sódio.

Verifica-se na literatura que a eficiência de um SAC depende da espécie escolhida, tal como observado para o capim tifton-85, e da carga aplicada. Fia *et al.* (2015), no tratamento de ARS em SACs-EHSS cultivados com taboa e capim-tifton 85, não obtiveram diferenças significativas na remoção de sódio, tendo sido obtidas eficiências corrigidas entre 2 e 24%. Matos *et al.* (2010b), no tratamento da mesma água residuária em SACs-EHSS cultivados com *alternanthera*, taboa e capim-tifton e em SAC não cultivado, também não obtiveram diferenças significativas na

eficiência não corrigida de remoção de sódio, no entanto, os SACs alcançaram eficiências de remoção não corrigidas entre 18 e 28%.

Na Figura 18 está apresentada a série temporal das variações nas concentrações da sódio afluyente e efluente nos SACs. Nota-se que as concentrações afluyente e efluente possibilitam observar que a concentração de sódio efluente acompanhou a instabilidade do sódio afluyente, indicando que o sistema é muito sensível às variações de carga, seguindo comportamento observado para fósforo e potássio.

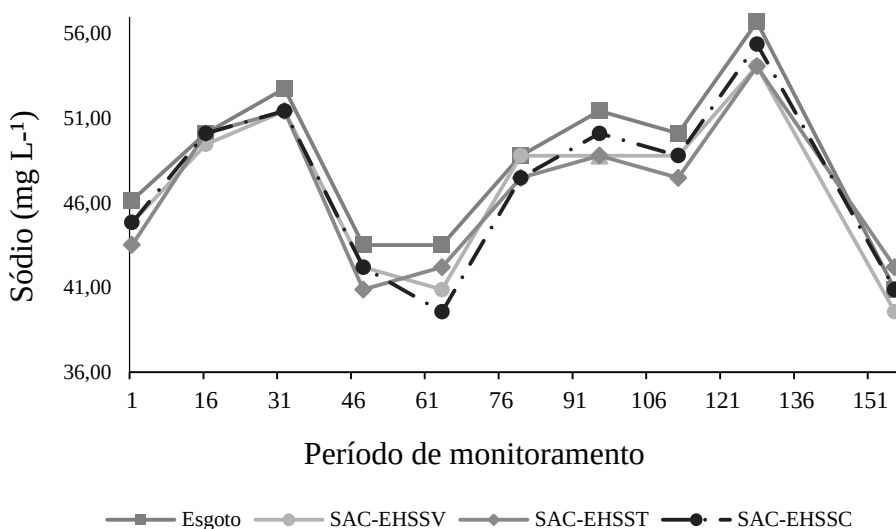


Figura 18: Série temporal dos valores de sódio no afluyente e nos efluentes dos SACs-EHSS.

O potássio e o sódio (cátions monovalentes), não se associam ao material orgânico e, assim, ficam predominantemente em solução, sendo dificilmente removidos com o uso de técnicas convencionais de tratamento de águas residuárias.

5.4. Avaliação da participação das plantas na remoção de nutrientes do esgoto sanitário em tratamento nos SACs-EHSS

Nas Tabelas 32 e 33 estão apresentados os valores da remoção nitrogênio, fósforo, potássio e sódio por meio da remoção pela biomassa aérea do capim-tifton 85 e capim-vetiver, respectivamente.

Tabela 32: Aporte e remoção de nutrientes pela parte aérea do capim-tifton 85 e participação desse mecanismo na remoção total proporcionada pelo SAC-EHSS, no período de avaliação desses sistemas.

Categorias	N-total	P-total	Potássio	Sódio
Aporte total de nutriente e sódio em cada SAC (kg)	5,58	0,78	1,75	5,00
Teor médio na biomassa aérea (dag kg ⁻¹)	8,36 ± 1,39	0,36 ± 0,06	1,82 ± 0,57	0,03 ± 0,02
Massa removida pela parte aérea da planta (kg)	0,425	0,019	0,094	0,00007
Participação de remoção via absorção pela parte aérea da planta em relação ao aporte total no sistema (%)	7,6	2,4	6,1	0,001

Tabela 33: Aporte e remoção de nutrientes pela parte aérea do capim-vetiver e participação desse mecanismo na remoção total proporcionada pelo SAC-EHSS, no período de avaliação desses sistemas.

Categorias	N-total	P-total	Potássio	Sódio
Aporte total de nutriente e sódio em cada SAC (kg)	5,58	0,78	1,75	5,00
Teor médio na biomassa aérea (dag kg ⁻¹)	9,33 ± 1,39	0,40 ± 0,05	2,19 ± 0,34	0,02 ± 0,01
Massa removida pela parte aérea da planta (kg)	0,56	0,02	0,13	0,00003
Participação de remoção via absorção pela parte aérea da planta no aporte total no sistema (%)	10,0	3,0	8,2	0,001

Tal como observado em relação ao capim-tifton 85, no capim-vetiver o nitrogênio foi o elemento químico removido em maiores proporções via biomassa aérea. Contudo, nota-se que o capim-vetiver proporcionou maiores remoções de nitrogênio, fósforo e potássio que o capim-tifton 85, uma vez que, o mesmo alcançou maiores produtividades e teores de nutrientes em sua biomassa aérea.

Resultados inferiores da participação das macrófitas na remoção de nutrientes e sódio em água residuária foram observados em estudos realizados por Brasil *et al.* (2007) em SACs no tratamento de esgoto sanitário. Os autores observaram que a taboa foi responsável por 1,69, 1,64, 4,94 e 0,74% de nitrogênio, fósforo, potássio e sódio, respectivamente aportados aos SACs-EHSS. Matos et al.

(2009a), no tratamento de ARS em SACs-EHSS, também verificaram menores remoções, 4,5 e 2,3 % de N e P, pela taboa, e 5,3 e 3,2% de N e P, pelo capim-tifton 85, que as obtidas no presente estudo.

Maiores valores de remoção de nitrogênio pelas plantas, foram alcançados por Borges *et al.* (2015), ao utilizarem SACs verticais no tratamento de água residuária sintética à base de nitrato. Os autores observaram que as plantas contribuíram positivamente na obtenção de melhores resultados na remoção de nitrogênio, sendo a absorção de nitrogênio pelas plantas responsáveis por 13,3 e 10,4% da eficiência de remoção de N em relação ao aporte, respectivamente, nos SACs cultivado com taboa e capim-vetiver, sem a adição de etanol no afluente. Todavia, adicionando etanol, esses valores decresceram a 1,6 e 1,4%, na mesma ordem das unidades.

Fia (2009) cultivou o capim-tifton 85 e a taboa em quatro SACs para cada cultura, no tratamento de ARS. O autor observou que nos SACs cultivados com o capim-tifton 85, a eficiência de remoção de nutrientes e sódio pela planta variou de acordo com a carga aplicada, alcançando-se eficiências entre 0,86 e 3,39 % do nitrogênio, 3,0 e 12,71% do fósforo, 1,91 e 8,08 % do potássio e 0,02 e 0,11% do sódio aportados ao sistema. Ao avaliar a participação da taboa na remoção de nutrientes das variadas cargas de aplicação de ARS, os autores obtiveram eficiências entre 0,11 e 0,74 % na remoção de nitrogênio, 0,20 e 0,83 % na remoção de fósforo, 0,59 e 2,79 % na remoção do potássio e 0,23 e 1,67 % na remoção de sódio. Assim, observou-se que as maiores eficiência de remoção foram obtidas ao se aplicarem as menores cargas.

O capim-vetiver foi capaz de remover maiores quantidades de nutrientes da água residuária e, caso as cargas aplicadas fossem menores, ou que se dispusesse de maior área superficial no SAC-EHSS a participação da remoção via corte e remoção da parte aérea poderia ser ainda maior, já que o tempo de contato entre a água residuária e o sistema apresenta papel importante no aumento remoção desse nutriente em SACs-EHSS (DRIZO *et al.*,2000). Ou seja, a eficiência na remoção de P-total, como a dos outros nutrientes presentes nas águas residuárias em tratamento em SACs correlaciona-se positivamente com o tempo de detenção hidráulica e a sua maior interceptação pelas raízes das plantas nele cultivadas (KLOMJEK; NITISORAVUT, 2005).

A remoção de nutrientes e sódio pelas espécies cultivadas, em relação ao valor total dos mesmos retido nos SACs-EHSS, estão apresentados na Tabela 34.

Tabela 34: Participação de remoção via absorção pela parte aérea dos capins tifton e vetiver em relação ao valor removido nos SACs-EHSS, no período de avaliação desses sistemas.

Categorias	N-total	P-total	Potássio	Sódio
Massa total de entrada de nutrientes e sódio em cada SAC (kg)	5,58	0,78	1,75	5
Massa total de saída de nutrientes e sódio no SAC-EHSST (kg)	3,42	0,49	1,25	4,62
Massa total de saída de nutrientes e sódio no SAC-EHSSV (kg)	3,46	0,46	1,24	4,54
Massa total de nutrientes e sódio removido no SAC-EHSST (kg)	2,16	0,28	0,29	0,38
Massa total de nutrientes e sódio removido no SAC-EHSSV (kg)	2,12	0,32	0,30	0,46
Participação de remoção via absorção pela parte aérea do capim-tifton 85 na massa total removida no sistema (%)	19,69	6,51	32,41	0,02
Participação de remoção via absorção pela parte aérea do capim-vetiver na massa total removida no sistema (%)	26,22	7,31	41,94	0,01

Assim como observado em relação ao capim-tifton 85, no capim-vetiver o potássio foi o elemento químico removido em maiores proporções via biomassa aérea em relação ao total removido pelo sistema. Contudo, nota-se que tal como discutido anteriormente, o capim-vetiver proporcionou maiores remoções de nitrogênio, fósforo, potássio que o capim-tifton 85, pois, o mesmo alcançou maiores produtividades e teores de nutrientes em sua biomassa aérea.

Acredita-se que outra possibilidade para incremento na capacidade de remoção de nutrientes pelo sistema seja o cultivo de espécies de diferentes características com maior tolerância a altas concentrações iônicas em solução, que apresentem maior capacidade de promover absorção "de luxo" e/ou maior capacidade de enraizamento, podendo-se combinar as peculiaridades dessas, de forma a potencializar o tratamento de águas residuárias em sistemas nos quais plantas estejam envolvidas.

6. CONCLUSÕES

Pode-se concluir, a partir dos dados obtidos no presente estudo, que:

- Os resultados obtidos no presente trabalho apontam o SAC-EHSS cultivado com capim-vetiver, representante do grupo de espécies vegetais de sistema

radicular fasciculado, como o de melhor desempenho na remoção de poluentes de esgoto sanitário.

- As maiores produtividades de matéria seca da parte aérea ($p > 0,05$) foram obtidas durante o cultivo na primavera, em que o capim-tifton 85 e capim-vetiver apresentaram produtividade média de $27,48 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $35,59 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, respectivamente;
- O capim-tifton 85 mostrou-se capaz de acumular mais Na em sua biomassa aérea ($p > 0,05$) que o capim-vetiver, no entanto, apresentou teores semelhantes ($p < 0,05$) de N, P e K.
- As raízes fasciculadas do capim-vetiver apresentaram maior volume, massa e profundidade, dando indícios de melhor adaptação e adequação no cultivo desse capim, comparativamente ao capim-tifton 85, em SACs-EHSS;
- A remoção de nutrientes e sódio pela biomassa aérea do capim-tifton 85 em relação ao aporte total foi de 7,6%, 2,4%, 6,1% e 0,001 %do aporte total, respectivamente, de N, P, K e Na, e de 10,0 %, 3,0 %, 8,2 % e 0,001% pelo capim-vetiver, demonstrando que esse mecanismo de remoção dos referidos elementos químicos do esgoto sanitário foi mais efetivo no capim-vetiver;
- As espécies avaliadas, de modo geral, adaptaram-se bem para cultivo em SACs-EHSS utilizados no tratamento de esgoto sanitário, considerando-se a carga orgânica aplicada;
- Os SACs-EHSS cultivados e não cultivado se mostraram eficientes na remoção da turbidez, SST, DBO, DQO, nitrogênio, mas não para remoção eficiente de fósforo, potássio e sódio do esgoto sanitário;
- O SAC não cultivado apresentou desempenho semelhante ($p < 0,05$) aos SACs cultivados na remoção DQO, N-total, e potássio, porém foi menos eficiente que o SAC cultivado com capim-vetiver na remoção de SST, DBO e turbidez;

BIBLIOGRAFIA

ABRAÃO, S.S. Tratamento de água residuária de laticínios em sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal Viçosa, 110 p. Viçosa, 2006.

ALCABAR, A. P. Colmatación en humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal. Tese (Doctorado). Universidad Politécnica de Catalunya, Barcelona, 224p. 2010.

- ALVIM, M. J.; BOTREL, M. A.; MARTINS, C. E.; CÔSER, A. C.; REZENDE, R.; VILELA, D. Efeito de doses de N e do intervalo entre cortes sobre a produção de matéria seca e teor de proteína bruta do tifton 85. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA n, 35, **Anais...**, Botucatu: Sociedade Brasileira de Zootecnia. p.492-494, 1998.
- ANDRADE, S.S.; DATTA, R.; SARKAR, D.; SAMINATHAN, S. K. M.; MULLENS, C. P.; BACH, S. B. H. Analysis of phytochelatin complexes in the lead tolerant vetiver grass [*Vetiveria zizanioides* (L.)] using liquid chromatography and mass spectrometry. **Environmental Pollution**. n.157, p.2173-2183, 2009
- APHA; AWWA; WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington D.C/USA, American Public Health Association, 2012.
- ARIAS, C. A; BRIX, H. Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. **Revista Ciencia e Ingeniería Neogranadina**. v.13, p.17-24, 2003.
- ARMSTRONG, W.; BRÄNDLE, R.; JACKSON, M. B. Mechanisms of flood tolerance in plants. **Acta Botanica Neerlandica**. v.43, n.4., p.307-358, 1994.
- ASH, R.; TRUONG, P. **The use of vetiver grass for sewerage treatment**. In: SEWAGE MANAGEMENT QEPA CONFERENCE, Cairns. Paper for. p. 5-7, 2004. Disponível em: http://www.vetiver.org/AUS_ekeshire01.pdf Acesso em: 13 Jan. 2016.
- ATHAYDE, A. A. R.; CARVALHO, R. C. R.; MEDEIROS L. T.; VALERIANO A. R.; ROCHA, G. P. **Gramíneas do gênero Cynodon - Cultivares recentes no Brasil**. Boletim técnico. n. 73, p. 1-14, 2013.
- AVELAR, F. F.; MATOS, A. T.; LEITE JUNIOR, A. R.; PORTES, M. R.; GUALHANO, D. S. Desempenho agrônômico de mentha aquática cultivada em sistemas alagados construídos sob diferentes taxas de aplicação orgânica. **Engenharia Agrícola**. Jaboticabal, v.35, n.2, p.322-330, 2015.
- AYRES, R.S.; WESTCOT, D.W.A qualidade de água na agricultura. Campina Grande, PB: UFPB, 1991 (Estudos FAO irrigação e drenagem, boletim, 29).
- BEEBE, D.A.; CASTLE, J. W.;MOLZ, F. J.; RODGERS JR, J.H. Effects of evapotranspiration on treatment performance in constructed wetlands: Experimental studies and modeling. **Ecological Engineering**. v.71, p.394-400, 2014.
- BELMONT, M. A.; IKONOMOU, M.; METCALFE, C. D. Presence of nonylphenoethoxylate surfactants in a watershed in central Mexico and removal from domestic sewage in a treatment wetland. **Environmental Toxicology and Chemistry**. New York, v.25, n.1, p.29-35, 2006.
- BORGES, A. C.; ZAPAROLI, B. R.; MATOS, A. T.; MIRANDA, S. T.; MOREIRA, A. R.; RANIERI, E. Potential for denitrification in sequencing batch constructed wetlands cultivated with *T. latifolia* and *C. zizanioides*. **Desalination and Water Treatment**. v.2015, p.1-9, 2015.

BOX, G. E. P.; COX, D. R. An analysis of transformations. **Journal of the Royal Statistical Society, series B**, v.26, p.211-243, 1964.

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

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

BRISSON, J.; CHAZARENC, F. Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: should we pay more attention to macrophyte species selection? **Science Total Environmental**. v.407, n.13, p.3923-3930, 2009.

BRIX, H. Macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Water Science Technology**. v.35, p.11-17, 1997.

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

BURTON, G.W.; GATES, R.N.; HILL, G.M. Registration of “Tifton 85” Bermuda grass. **Crop Science**. v.33, p.644-645, 1993.

ÇAKIR, R.; GIDIRISLIOGLU, A.; ÇEBI, U. A study on the effects of different hydraulic loading rates (HLR) on pollutant removal efficiency of subsurface horizontal-flow constructed wetlands used for treatment of domestic wastewaters. **Journal of Environmental Management**. v.164, p.121-128, 2015.

CAMPOS, J. R. Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo / José Roberto Campos (Coordenador), Projeto PROSAB, Rio de Janeiro: ABES. 464p., 1999.

CAZZUFFI, D.; CORNEO, A.; CRIPPA, E. Slope stabilization by perennial “gramineae”. In Southern Italy: plant growth and temporal performance. **Geotechnical and Geological Engineering**. Italy, n.24, p.429-447, 2006.

CECATO, U.; BORTOLO, M. Importância econômica das espécies forrageiras na produção animal. Gênero *Cynodon*. In: II Curso de Produção e Utilização de Pastagens– Módulo I. Maringá: CPAF, p.15-20, 1999.

CHEN, G. Q.; SHAO, L.; CHEN, Z.M.; LI, Z.; ZHANG, B.; CHEN, H.; WU, Z. Low-carbon assessment for ecological wastewater treatment by a constructed wetland in Beijing. **Ecological Engineering**. v.37, p.622–628, 2011.

CHEN, W.; CHEN, Z.; HE, Q.; WANG, X.; WANG, C.; CHEN, D.; LAI, Z. Root growth of wetland plants with different root types. **Acta Hydrobiologica Sinica**. v.27, p.450-458, 2007.

CHEN, Z. H.; CHEN, F.; CHENG, X. Y. Researches on macrophyte roots in the constructed wetlands (A review). **Current Tropic in Plant Biology**. v.5, p.131–142, 2004.

CHENG, L. L.; TSAI, H. A.; LIN, J. H.; CHOU, M. S. Performance study on the constructed wetlands for clarification of polluted Wu-Luo river water. **Journal of Environmental Engineering and Management**. v.18, n.5, p.345-354, 2008.

CHENG, S. P. Advances in biological fundamental studies on artificial wetland wastewater treatment system. **Journal of Lake Sciences**. v.8, n.3, p.268–272, 1996.

CHENG, S. P.; KUANG, Q. J.; XIA, Y. C. Studies on artificial wetland with cattail (*Typha angustifolia*) and rush (*Juncus effusus*): The performance of purifying wastewater. **Journal of Lake Sciences**. v.9, n.4, p.351–358, 1997.

CHENG, S. P.; WU, Z. B.; XIA, Y. C. Review on gas exchange and transportation in macrophytes. **Acta Hydrobiologica Sinica**. v.27, n.4, p.413-417, 2003.

CHOUDHARY, A.K.; KUMAR, S.; SHARMA, S. Constructed wetlands: an approach for wastewater treatment. **Elixir Pollution**. v.37, p.3666-3672, 2011.

COSTA, R. A **Fatores associados aos parâmetros ajustados na equação de cinética de primeira ordem modificada utilizada em sistemas alagados construídos**. Dissertação (mestrado) -Universidade Federal Viçosa, Viçosa, 111p. 2016.

CRITES, R.W.; MIDDLEBROOKS, E.J.; REED, S.C. **Natural Wastewater Treatment Systems**. CRC Press, 576 p., 2005.

CULL, R. H.; HUNTER, H.; HUNTER, M.; TRUONG, P. Application of Vetiver Grass Technology in off-site pollution control. II. Tolerance of vetiver grass towards high levels of herbicides under wetlands conditions. In: INTERNATIONAL VETIVER CONFERENCE, 2, 2000, Thailand. **Proceedings**. Thailand: ICV, 2000.

DANH, L.T.; TRUONG, P.; MAMMUCARI, R.; TRAN, T.; FOSTER, N. Vetiver Grass, *Vetiveria zizanioides*: a choice plant for phytoremediation of heavy metals and organic wastes. **International Journal of Phytoremediation**. v.11, p.664-691, 2009.

DOMINGUES, J.L. Uso de volumosos conservados na alimentação de equinos. **Revista Brasileira de Zootecnia**. v.38, p.259-269, 2009.

DORNELAS, F.L. **Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB**. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia da UFMG, 115p. Belo Horizonte, 2008.

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 a substrate. **Water Research**. n.34, p.2483-2490, 2000.

EPA. Constructed treatment wetlands. **Office of water**, 843-F-03-013, 2004.

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

FIA, F.R. L.; MATOS, A. T.; FIA, R.; BORGES, A. C.; ABREU, E.C. Influence of nutrient loading and species cultivated on the removal of K, Na, Cu and Zn from swine wastewater treated in constructed wetlands. **Ambi-Agua**, Taubaté, v.10, n.3, p.542-553, 2015.

FIA, F.R.L. **Modelo de remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados construídos**. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 160p.2009.

FIA, R. **Desempenho de sistemas alagados construídos no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro**. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Viçosa. 181p. Viçosa, 2008.

FIA, R.; MATOS, A. T.; LAMBERT, T. F.; FIA, F. R. L.; MATOS, M. Tratamento das águas do processamento dos frutos do cafeeiro em filtro anaeróbio seguido por sistema alagado construído: II - remoção de nutrientes e compostos fenólicos. **Engenharia Agrícola**. Jaboticabal, v.30, n.6, p.1203-1213, 2010.

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

FIA, R.; VILAS BOAS, R. B.; CAMPOS, A. T.; SOUZA, E.G. Removal of nitrogen, phosphorus, copper and zinc from swine breeding wastewater by Bermuda grass and cattail in constructed wetland systems. **Engenharia agrícola**. Jaboticabal, v.34, n.1, p.112-113, 2014.

FURTINI NETO, A. E.; VALE, F. R. V.; RESENDE, A. V. R.; GUILHERME, L. R. G.; GUEDES, G. A. A. **Fertilidade do solo**. Textos Acadêmicos. Editora UFLA/FAEPE. Lavras, MG. 2001, 252p.

GOMIDE, J. A. Adubação fosfatada e potássica de plantas forrageiras. In: PEIXOTO, A. M.; MOURA, J. C.; FARIA, V. P. (eds.). **Pastagens: fundamentos da exploração racional**. Piracicaba: FEALQ, 1986. p.155-164.

GUITTONNY-PHILIPPE, A.; PETIT, M.; MASOTTI, V.; MONNIER, Y.; MALLERET, L.; COULOMB, B.; COMBROUX, I.; BAUMBERGER, T.; VIGLIONE, J.; LAFFONT-SCHWOB, I. Selection of wild macrophytes for use in constructed wetlands for phytoremediation of contaminant mixtures. **Journal of Environmental Management**. v.147, p.108-123, 2015.

HENCH, K.; BISSONNETTE, G. K; SEXSTONE, A. J; COLEMAN, J. G; GARBUTT, K.; KOUSEN, J. G. Fate of physical, chemical, and microbial

contaminants in domestic wastewater following treatment by small constructed wetlands. **Water Research**. v.37, n.4, p.921-927, 2003.

INMET - Instituto nacional de meteorologia. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesAutomaticas>. Acesso em: 12 de janeiro de 2016.

INOCÊNCIO, M.F.; CARVALHO, J.G.; FURTINI NETO, A. E. Potássio, sódio e crescimento inicial de espécies florestais sob Substituição de potássio por sódio. **Revista Árvore**. Viçosa, v.38, n.1, p.113-123, 2014.

ITRC – Interstate Technology e Regulatory Council. Technical and regulatory guidance document for constructed treatment wetlands. New Jersey: ITRC, 2003. 199p.

JUSTIN, S. H. F. W.; ARMSTRONG, W. The anatomical characteristics of roots and plant response to soil flooding. **New Phytologist**. v.106, p.465-495, 1987.

KADLEC, R. H. Comparison of free water and horizontal subsurface treatment wetlands. **Ecological Engineering**. v.35, n.2, p.159-174, 2009.

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

KADLEC, R.H.; KNIGHT, R.L. Treatment Wetlands. Florida: Lewis Publishers. 1996. 893p

KIEL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. São Paulo: Ceres, 1985. 492p.

KLOMJEK, P.; NITISORAVUT, S. Constructed treatment wetland: a study of eight plant species under saline conditions. **Chemosphere**. v.58, p.585–593, 2005.

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

KONNERUP, D.; KOOTTATEP, T.; BRIK, H. Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with Canna and Heliconia. **Ecological Engineering**. Amsterdam, v.35, n.2, p.248-257, 2009.

LI, C.; WU, S.; DONG, R. Dynamics of organic matter, nitrogen and phosphorus removal and their interactions in a tidal operated constructed wetland. **Journal of Environmental Management**. v.151, p.310-316, 2015.

LIU, S.Y.; YAN, B. X.; WANG, L.X. The layer effect in nutrient removal by two indigenous plant species in horizontal flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**. v.37, n.2, p.2001-2004, 2011.

LIU; X., HUANG; S.; TANG, T.; LIU, X., SCHOLZ, M. Growth characteristics and nutrient removal capability of plants in subsurface vertical flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**. v.44, p.189-198, 2012.

LO MONACO, P.A.; MATOS, A.T.; MARTINEZ, M.A.; JORDÃO, C.P. Eficiência de materiais orgânicos filtrantes no tratamento de águas residuárias da lavagem de despulpa dos frutos do cafeeiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, n.1, p.40-47, 2002.

LU, S.; HU, H.; SUN, Y.; YANG, J. Effect of carbon source on the denitrification in constructed wetlands. **Journal of environmental science**. v.21, n.8, p.1036-1043, 2009.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2 ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319p.

MARQUES, D. M. Terras úmidas construídas de fluxo subsuperficial. In: CAMPOS, R. (Coord.). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbico e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: ABES. p.409-435, 2009.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2. ed. London: Academic Press, 1995. 889p.

MATAMOROS, V.; BAYONA, J.M. Elimination of pharmaceuticals and personal care products in subsurface flow constructed wetlands. **Environmental Science Technology**.v.40, p.5811-5816, 2006.

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

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; LO MONACO, P. A. V.; SARMENTO, A. P.; MATOS, M. P. Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v.14, n.12, p.1.311-1.317, 2010c.

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

MATOS, A. T.; ALMEIDA NETO, O. B.; MATOS, M. P. Saturação do complexo de troca de solos oxidícos com sódio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v.18, n.5, p.501-506, 2014a.

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

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. **Ambi-Agua**. v.4, n.2, p.31-45, 2009b.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. **Ambi-Agua**. Taubaté, v.5, n.2, p.119-132, 2010b.

MATOS, A. T.; MARTINS, P. O.; LO MONACO, P. A. V. Alterações químicas no solo após fertirrigação do capim Mombaça com água residuária de curtume. **Engenharia na Agricultura**. Viçosa, v.22, n.2, p.128-137, 2014b.

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

MATOS, A.T. **Manual de análise de resíduos sólidos e águas residuárias**. Editora UFV, 1ª ed., Viçosa, MG. 2015, 149p.

MATOS, A.T. **Qualidade do meio físico ambiental: práticas de laboratório**. Editora UFV, 1ª ed., Viçosa, MG. 2012, 150p.

MATOS, A.T.; ABRAHÃO, S.S.; PEREIRA, O.G. Desempenho agrônômico de capim Napier (*Pennisetum purpureum*) cultivado em sistemas alagados construídos. **Engenharia na Agricultura**. Viçosa, MG, v.19, n.5, p.469-477, 2011.

MENDONÇA, H. V., RIBEIRO, C.B.M.; BORGES, A. C.; BASTOS, R. R. Sistemas Alagados Construídos em Batelada: remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio e regulação de pH no tratamento de efluentes de laticínios. **Ambi-Agua**. Taubaté. v.10, n.2. 2015.

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

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

MINAS GERAIS. 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. Belo Horizonte: Conselho de Política Ambiental de Minas Gerais - COPAM e Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CERH, 2008.

MIRANDA-SANTOS, L. **Avaliação do desenvolvimento e a eficiência do capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) em sistemas híbridos de alagados construídos**. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Engenharia. 65p. Bauru, 2012.

MORAES, D. C. **Influência da sazonalidade e de plantas na redução da concentração de poluentes em sistema de alagados construídos de escoamento vertical, com alimentação em pulso, empregado para tratar esgoto doméstico bruto**. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia da UFMG. 127p. Belo Horizonte, 2012.

NEVES, A. L. R.; LACERDA, C. F.; GUIMARÃES, F. V. A.; GOMES FILHO, E.; FEITOSA, D. R. C. Trocas gasosas e teores de minerais no feijão-de-corda irrigado com água salina em diferentes estádios. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v.13, p.873-881, 2009.

PEREIRA, A. R. Uso do vetiver na estabilização de taludes e encostas. Boletim técnico. Ano 01- nº 003, setembro de 2006.

PRATA, R. C. C.; MATOS, A. T.; CECOM, P. R.; LO MONACO, P. A. V.; PIMENTA, L. A. Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos cultivados com lírio-amarelo. **Engenharia Agrícola**. Jaboticabal, v.33, n.6, p.1144-1155, 2013.

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.

QUEIROZ, F.M. **Avaliação de gramíneas forrageiras para o tratamento de águas residuárias da suinocultura**. Viçosa: MG, 2000. Dissertação (mestrado). Universidade Federal de Viçosa. 91p Viçosa, 2000.

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e adubação**. 2. ed. Piracicaba: Ceres, 1991. 343p.

RAMOS, N. F. S. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em sistemas alagados construídos: Desempenho e modelagem hidráulica-cinética. 98f. Dissertação (mestrado). Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2011.

RANIERI, E.; GIKAS, P.; TCHOBANOGLIOUS, G. BTEX Removal in pilot scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Desalination and Water Treatment**. v.51, p.3032-3039, 2013.

RANIERI, E.; VERLICCHI, P.; YOUNG, T.M. Paracetamol removal in subsurface flow constructed wetlands. **Journal of Hydrology**. v.404, p.130-135, 2011.

ROSTON, D.M.; MANSOR, M.T.C. Tratamento de esgoto por sistemas de leitos cultivados de vazão subsuperficial: avaliação da remoção de nitrogênio. In: 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...**Rio de Janeiro: ABES. CD-ROM. 1999.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P., DECEZARO, S. T., MAGRI, M. E., PHILIPPI, L. S. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitária Ambiental**. Rio de Janeiro, v.20, n.1, p.151-158. 2015 .

SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S. Utilização de um sistema experimental por meio de “wetland” construído no tratamento de esgotos domésticos pós tanque séptico. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 9, 2000, Porto Seguro. **Anais...**, Porto Seguro: ABES, 2000. p.688-697.

SEZERINO, P.H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical.** Tese (Doutorado). Engenharia Ambiental – Universidade Federal de Santa Catarina, 171p. Florianópolis. 2006.

SHUTES, R.B.E. Artificial wetlands and water quality improvement. **Water Research Environment.** v.26, p.441-447, 2001.

SILVA, F. DE A. S.; AZEVEDO, C. A. V. DE. Versão do programa computacional Assistat para o sistema operacional Windows. **Revista Brasileira de Produtos Agroindustriais**, Campina Grande, v.4, n.1, p71-78, 2002.

SILVA, S. C. **Wetlands Construídos de Fluxo Vertical com Meio Suporte de Solo Natural Modificado no Tratamento de Esgotos Domésticos.** Tese (Doutorado), Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 205p. 2007.

SOLANO, M.L.; SORIANO, P.; CIRIA, M.P. Constructed Wetlands as a Sustainable Solution for Wastewater Treatment in Small Villages. **Biosystems Engineering.** v.87, n.1, p.109-118, 2004.

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

STEFANUTTI, R.; MATTIAZZO, M. E.; CORAUCCI FILHO, B.; NOUR, E. A. A.; FIGUEIREDO, R. F. Comportamento de duas forrageiras sob diferentes taxas de aplicação de esgotos sanitários utilizando o método do escoamento superficial. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA. 28, 1999, Pelotas. **Anais...** Pelotas: UFPEL, 1999. 1CD-Rom.

STOTTMEISTER, U.; WIEBNER, A. ; KUSCHK P.; KAPPERLMAYER U.; KASTNER, M.; BEDERSKI, O.; MÜLLER, R. A.; MOORMANN, H. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands treatments. **Biotechnology Advances.** v.22, n.1-2, p.93-117, 2003.

TANNER, C. C. Plants for constructed wetland treatment systems – A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. **Ecological Engineering.** v.7, p.59- 83, 1996.

TRUONG, P.; HART, B. Vetiver system for wastewater treatment. In: **Pacific Rim Vetiver Network Technical Bulletin**, 2001.

TRUONG, P.; HART, B. Vetiver System for Wastewater treatment. Technique Bulletin, N°.2001/2, Bangkok, Thailand. 2001.

TRUONG, P.; LOCH, R. Vetiver system for erosion and sediment control. In: Proceedings of the de 13th International soil conservation organization conference, Brisbane, Australia, 2004.

TRUONG, PAUL; VAN, TRAN TAN; PINNERS, ELISE. Sistema de aplicação Vetiver: manual de referência técnica. 2ª Edição: Rede Internacional de Vetiver, 2008.

UCKER, F. E.; ALMEIDA, R. A. Utilização do capim vetiver na remoção de nutrientes do esgoto doméstico. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**. v.1, n.2, p. 267-275, 2013.

USEPA. Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters. United States Environmental Protection Agency. 154p. 2000.

VIERITZ, A.; TRUONG, P.; GARDNER T.; SMEAL, C. Modelling Monto Vetiver Growth and Nutrient Uptake. In: Proceedings of the 3rd International Vetiver Conference, Guangzhou, China, p. 87-99, 2003.

VILELA, D.; ALVIM, M. J. Manejo de pastagens do gênero *Cynodon*: Introdução, caracterização e evolução do uso no Brasil. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DA PASTAGEM: MANEJO DE PASTAGEM DE TIFTON, COAST-CROSS E ESTRELA, 1998. Piracicaba, **Anais...**: Fundação de estudos agrários Luiz de Queiroz, 1998. p.23-54.

VON DREIFUS, T. **Tratamento de águas residuárias por alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal, utilizando vetiver (*Chrysopogon zizanioides* L.): Avaliação e desempenho de três leitos distintos**. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Engenharia, Bauru, 84P. 2012.

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

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: DESA/UFMG. v.2. 1996. 243p.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Environmental Science & Technology**. v.380, p.48-65, 2007.

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

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

WANG, F., LIU, Y., MA, Y.X., WU, X.R., YANG, H.Z. Characterization of nitrification and microbial community in a shallow moss constructed wetland at cold temperatures. **Ecological Engineering**. v.42, p.124-129, 2012.

WOOD, A. Constructed wetlands in water pollution control: fundamentals to their understanding. **Water Science and Technology**. v.32, n.3, p.21-29, 1995.

WU J. Q.; RUAN, X. H.; WANG, X. Selection and function of aquatic plants in constructed wetlands. **Water Resources Protection**. v.21, n.1, p.1–6, 2005.

WU, S.; KUSCHK, P.; BRIX, H.; VYMAZAL, J.; DONG, R. Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review. **Water research**. v.57, p.40-55. 2014.

ZAPAROLI, B.R. **Capacidade desnitrificante de sistemas alagados construídos operados em bateladas sequenciais**. Dissertação (mestrado) -Universidade Federal Viçosa, Viçosa, 81p. 2011.

ZHANG, D. Q.; GERSBERG, R. M.; NG, W. J.; TAN, S.K. Removal of pharmaceuticals and personal care products in aquatic plant-based systems: a review. **Environmental Pollution**. v.184, p.620-639, 2014b.

ZHANG, D. Q.; JINADASA, K.B.S.N.; GERSBERG, R. M.; LIU, Y; NG, W. J.; TAN, S. K. Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries - A review of recent developments (2000-2013). **Journal of Environmental Management**, v.141, p.116-131, 2014a.

ZHU, H.; YAN, B.; XU Y.; GUAN, J.; LIU, S. Removal of nitrogen and COD in horizontal subsurface flow constructed wetlands under different influents C/N ratios. **Ecological Engineering**, v.63, p.58-63, 2014.