

## **II-145 - COMPORTAMENTO DE TRÊS DIFERENTES SUBSTRATOS NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO POR ZONA DE RAÍZES**

**Douglas Pereira da Silva Pitaluga<sup>(1)</sup>**

Graduação em Construção Civil/Edifícios pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás - IFG. Mestre em Engenharia do Meio Ambiente pela Escola de Engenharia Civil da Universidade Federal de Goiás (EEC/UFG). Professor efetivo do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás - IFG, no curso de graduação em engenharia civil e curso técnico em edificações. Membro do Núcleo de Pesquisas e Estudos de Interações Socioambientais - NUPEIS.

**Rogério de Araújo Almeida**

Graduação, mestrado e doutorado em Agronomia pela Universidade Federal de Goiás - UFG. Professor adjunto da Universidade Federal de Goiás, para os cursos de Agronomia, Zootecnia e mestrado em Engenharia de Meio Ambiente.

**Endereço<sup>(1)</sup>:** Rua 64, esquina com Rua 11, s/n, Expansão Parque Lago – Formosa – GO - CEP: 73813-816 – Brasil – Tel: (61) 3642-9450 – e-mail: pitaluga.iff@gmail.com

### **RESUMO**

O lançamento de esgotos domésticos e industriais sem tratamento adequado vem acelerando a degradação das águas superficiais. O avanço deste cenário pode provocar grandes alterações nos ecossistemas aquáticos, como mortandade de peixes, florescimento de algas tóxicas, perda da biodiversidade, predominância de algumas espécies e desaparecimento de outras, causando possíveis modificações nas cadeias alimentares, além dos impactos sociais, econômicos e de saúde pública, pela perda de água em qualidade e quantidade (PARESCHI, 2004). A quantidade de esgotos produzidos pelas comunidades urbanas passou a ser superior à capacidade da natureza em depurá-los. Portanto, faz-se necessário tratar o esgoto gerado, antes de lançá-lo no corpo receptor. Os esgotos das ETE's (Estação de Tratamento de Esgoto) devem, simultaneamente, atender às condições e padrões de lançamento e não ocasionar alterações significativas da qualidade da água do corpo receptor, conforme sua classe, nas condições da vazão de referência (CONAMA, 2005). A utilização de espécies vegetais no tratamento de esgotos vem se consolidando como uma alternativa eficiente, sustentável e de baixo custo, aos sistemas convencionais. O presente estudo teve como objetivo avaliar o comportamento de três substratos no tratamento de esgoto sanitário, num sistema do tipo zona de raízes, nas condições climáticas de Goiânia-GO. De modo específico, objetivou-se avaliar o comportamento dos substratos areia lavada, brita # 0 e brita # 1 e relacionar suas eficiências num sistema experimental do tipo zona de raízes de fluxo sub-superficial horizontal, precedido de tanque séptico e filtro anaeróbio, no tratamento do esgoto gerado numa unidade universitária (Escola de Engenharia Civil da Universidade Federal de Goiás - EEC/UFG).

**PALAVRAS-CHAVE:** Fitorremediação, alagados construídos, wetlands, meio filtrante, meio suporte.

### **INTRODUÇÃO**

O despejo de esgoto tornou-se de fato um problema público quando a população humana tomou um crescimento desordenado e de forma exponencial. Diante da expansão demográfica, os recursos naturais vêm sofrendo perdas quantitativas e qualitativas. Para atender à grande demanda de consumo, é necessário extrair recursos naturais para a produção, que por sua vez, no processo industrial geram esgotos, que somados aos esgotos domésticos, são lançados nos corpos receptores. Assim, tais ações de extração de recursos naturais e despejo de esgotos, promovem o decaimento da qualidade e quantidade dos recursos hídricos.

O abastecimento de água tratada traz resultados rápidos e sensíveis melhorias à saúde e às condições de vida de uma comunidade. Entretanto, os dejetos gerados após o uso da água requerem tratamento e disposição final adequados para controle de vetores transmissores de doenças e preservação do meio ambiente (FONSECA, 2005). Países com clima mais quente e seco têm maior consumo de água verificado, conseqüentemente, maior geração de esgotos (BRASIL, 2006).

A quantidade de esgotos produzidos pela comunidade urbana passou a ser superior à capacidade da natureza de depurá-los. Portanto, faz-se necessário tratar os esgotos gerados, antes de lançá-lo no corpo receptor. Os

esgotos das ETE's (Estação de Tratamento de Esgoto) devem, simultaneamente, atender às condições e padrões de lançamento de efluentes e padrões de qualidade de água, estabelecidos para diferentes classes dos corpos receptores (CONAMA, 2005).

Deste modo, buscam-se alternativas de tratamento de esgotos, que sejam eficientes, sustentáveis e economicamente viáveis. Entre as soluções mais atrativas evidenciam-se os tratamentos que simulam fenômenos que ocorrem espontaneamente na natureza, como aqueles verificados nos brejos, em que espécies vegetais purificam as águas (ARIAS; BRIX, 2003).

Esses sistemas são conhecidos por zonas de raízes, wetlands, alagados construídos e leitos cultivados, dentre outros (TONIATO, 2005). Tais sistemas podem ser implantados nos locais onde o esgoto é gerado, são facilmente operados, consomem pouca energia e são mais flexíveis e menos susceptíveis às variações das taxas de aplicação de esgotos. Muitas vezes integram-se ao ambiente construído e são caracterizados como tecnologia de elevado desempenho ambiental (BRIX, 1993; PRESZNHUK et al., 2003; SOLANO; SORIANO; CIRIA, 2004).

Sistemas do tipo zona de raízes são constituídos por quatro principais elementos: as plantas, os substratos, os microrganismos e a coluna d'água. Um dos grandes desafios de aperfeiçoamento desses sistemas tem sido evitar a colmatção precoce do substrato, que confere uma parcela significativa na eficiência do tratamento do esgoto e também contribui no tempo de vida funcional do sistema.

O entupimento ou colmatção do substrato é ocasionado pelo preenchimento dos vazios entre os grãos por partículas oriundas dos esgotos e crescimento das raízes e do biofilme (FONSECA, 2005; SEZERINO et al., 2005; SEZERINO, 2006). A ocorrência desse fenômeno reduz o fluxo hidráulico ao ponto de acarretar o transbordamento de esgoto no leito, inviabilizando o funcionamento da estação e obrigando à substituição do substrato.

Assim, este estudo se justifica por buscar um substrato que viabilize a utilização do sistema zona de raízes no Estado de Goiás, sem a necessidade de constante substituição. Foi avaliado o comportamento de três substratos de diferentes granulometrias num sistema do tipo zona de raízes, precedido de tanque séptico e filtro anaeróbio no tratamento de esgoto sanitário gerado em uma unidade universitária.

## **MATERIAIS E MÉTODOS**

### **Local de estudo**

Para a realização do estudo, foi implantado um sistema experimental de tratamento de esgotos na Escola de Engenharia Civil (EEC), localizada no *Campus* I da Universidade Federal de Goiás (UFG), na região Leste da cidade de Goiânia-GO, na latitude 16°40'39'' S e longitude 49°14'28'' W.

Esta unidade universitária conta com efetivos 1.721 alunos e 122 professores, dispersos entre os períodos matutino, vespertino e noturno. Somados aos 51 funcionários técnico-administrativos, 7 vigias, 10 funcionários de limpeza e 7 funcionários da cantina, totalizam 1.918 pessoas. O levantamento do contingente apresentado foi realizado in loco, por meio de entrevista direta com os coordenadores e gerentes de cada atividade vigente da unidade. A Figura 1 apresenta o fluxograma do experimento.

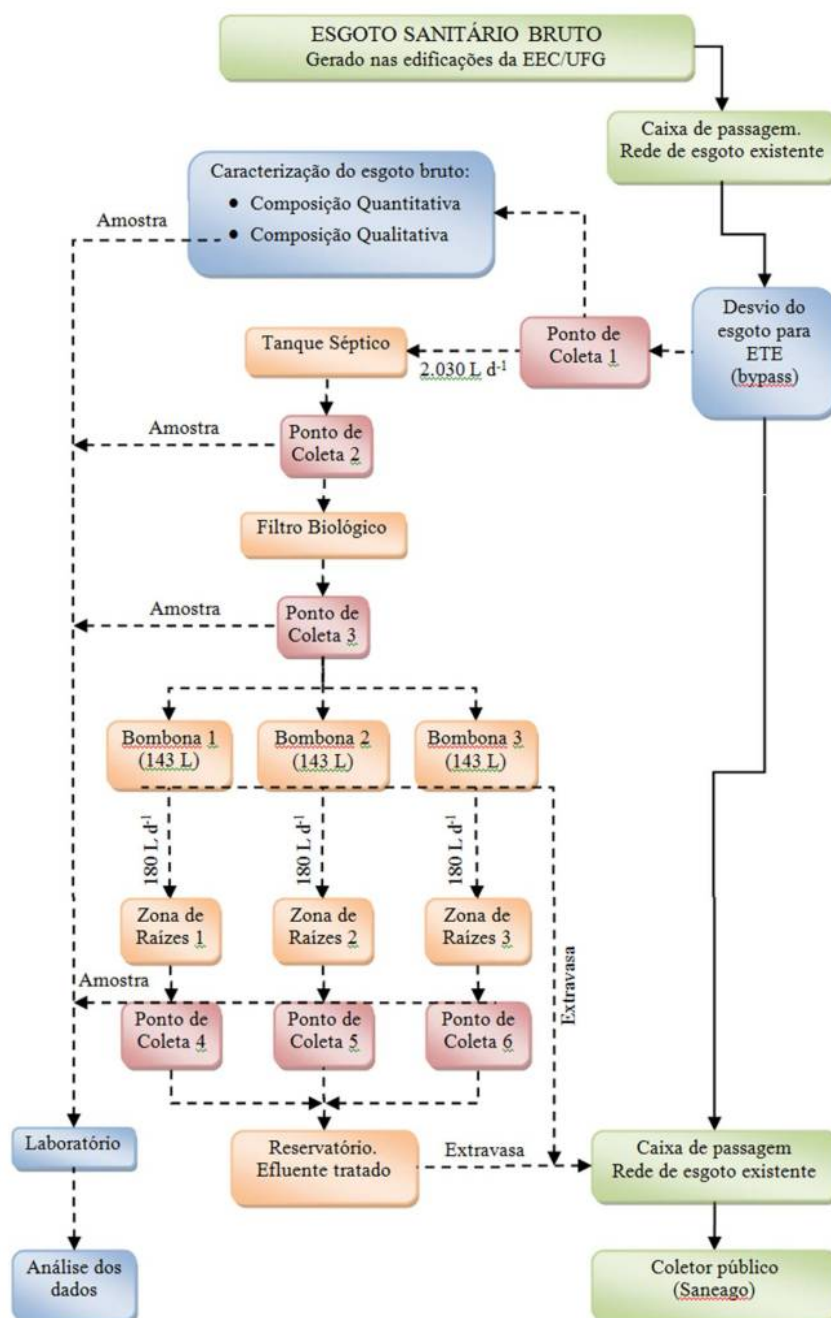
O clima local, segundo classificação de Köppen, é do tipo Aw (quente e semi-úmido com estação seca bem definida, de maio a setembro, e regime pluviométrico tropical, com temperatura média anual de 23,2° C, com as médias mínimas e máximas de 17,9° C e 29,8° C, respectivamente). A precipitação média anual é de 1.575,9 mm e o total anual de insolação é de 2.588,1 h (BRASIL, 1992).

### **Caracterização do esgoto**

Os ambientes construídos que contribuem para a composição quantitativa e qualitativa do esgoto na unidade universitária são: os banheiros, a copa dos funcionários, a cozinha da cantina, os laboratórios de análises físico-químicas, bacteriológicas e de solos, e possíveis infiltrações na rede de esgoto.

A vazão de esgoto da unidade universitária foi estimada pelo Método Volumétrico (IDE; OLIVEIRA; BEZERRA, 2010). O procedimento foi realizado de hora em hora, das 07h00min às 23h00min, de 15 em 15 dias, contemplando os cinco dias úteis da semana (segunda a sexta-feira), durante 2,5 meses. Fora desse

intervalo de tempo, isto é, das 23h00min às 07h00min procedeu-se a medição e verificou-se que a vazão é praticamente nula.

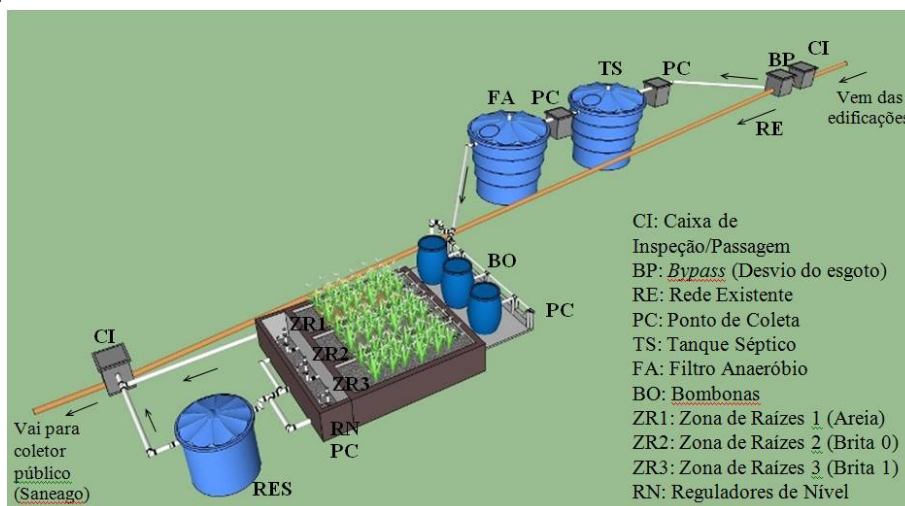


**Figura 1: Fluxograma da pesquisa.**

Para caracterizar a composição qualitativa do esgoto bruto da unidade universitária, foram feitas cinco coletas compostas e cinco coletas simples. As coletas compostas também foram realizadas de hora em hora, das 07h00min às 23h00min, de 15 em 15 dias, contemplando os cinco dias úteis da semana (segunda a sexta-feira), durante 2,5 meses.

## Tratamento

A estação experimental constituiu-se de um tanque séptico e um filtro anaeróbio, seguidos por três unidades, independentes, de zona de raízes, e por um tanque reservatório para armazenamento do esgoto tratado (Figura 2, Tabela 1).



**Figura 2** Desenho esquemático geral da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EEC/UFG.

**Tabela 1** Dimensões das unidades do sistema experimental de tratamento de esgoto.

Unidade	Dimensões (m)			Volume Útil (m <sup>3</sup> )
	Diâmetro	Diâmetro	Profundidade Útil	
Tanque séptico	2,60	2,00	2,00	8,00
Filtro anaeróbio	2,60	2,00	2,00	8,00
Reservatório	1,50	1,50	1,40	2,50
Unidade	Largura	Comprimento	Profundidade Útil	Volume Útil (m <sup>3</sup> )
Leitos de tratamento <sup>1</sup>	1,00	3,00	0,55	1,65

<sup>1</sup> três unidades idênticas nas suas dimensões.

Como unidades de pré-tratamento, foram implantados um tanque séptico e um filtro anaeróbio, em série, de fluxo ascendente. Ambas as unidades são pré-moldadas, dimensionadas segundo a NBR 7.229 (ABNT, 1993) e NBR 13.969 (ABNT, 1997) confeccionadas em fibra de vidro. O tanque séptico e o filtro anaeróbio são de seção circular, que minimiza a área útil em favor da profundidade, com um volume útil de 8 m<sup>3</sup> cada. O filtro anaeróbio foi preenchido com pedaços de manta de poliéster cortados nas dimensões de 2,5 x 2,5 cm, que servem de meio suporte para os microrganismos.

## Tratamento por zona de raízes

Posterior às unidades de pré-tratamento, foram instaladas três bombonas plásticas que recebiam o esgoto proveniente do filtro anaeróbio por meio de um tubo de PVC com diâmetro de 100 mm. As bombonas eram independentes, sendo cada uma para sua respectiva zona de raízes. O esgoto foi distribuído uniformemente nas bombonas até atingir seu nível máximo de armazenamento. O volume útil de cada bombona é de 143 litros. Devido a utilização de apenas 26,6% (540 L d<sup>-1</sup>) da vazão total de esgoto da unidade universitária nos leitos de zona de raízes, o nível dentro das bombonas permanecia sempre estável. O excedente era extravasado para o coletor público por meio de um tubo de PVC com diâmetro de 100 mm. Cada bombona dispõe de registro de entrada e registro de descargas de fundo para devidas manutenções nestas unidades quando necessário (Figura 3).

Em cada bombona foi instalada uma bomba submersa. Com o propósito de aplicar 180 L d<sup>-1</sup> em cada unidade, as bombas foram reguladas para a vazão de 60 L h<sup>-1</sup> e com apoio de um temporizador (*timer*) aplicou-se o esgoto durante 15 minutos correntes. O procedimento foi retomado de duas em duas horas durante as 24 horas do dia, de segunda a sábado. Assim, por dia ocorreram 12 aplicações de 15 litros em cada leito de zona de

raízes. As aplicações nas zonas de raízes eram interrompidas às 18h00min dos sábados e/ou vésperas de feriado, tendo em vista que a produção de esgoto na unidade universitária nos domingos e feriados é desprezível, e retomada às 08h00min dos dias seguintes aos domingos e feriados. O TDH dentro de cada bombona foi de dezenove horas.



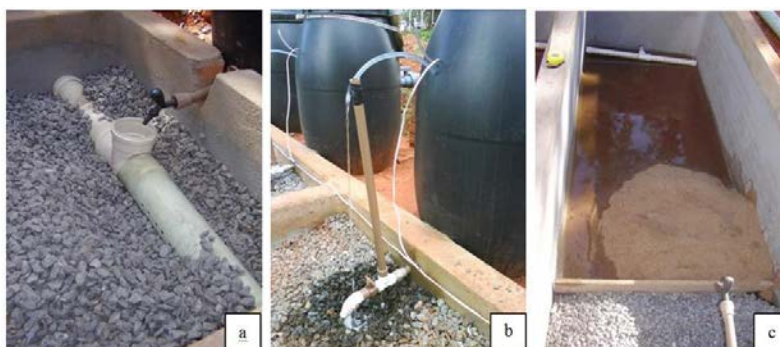
**Figura 3** Detalhe das bombonas implantadas para controle de aplicação de esgoto nas zonas de raízes da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EEC/UFG.

Segundo Philippi e Sezerino (2004), a área para o tratamento de esgoto em sistemas alagados construídos varia de menos de um até seis metros quadrados por habitante (considerando que um habitante produz 180 L d<sup>-1</sup> de esgoto). Assim, a área da estação de tratamento em estudo correspondeu a três metros quadrados por habitante.

As unidades de zona de raízes, classificadas por Brix (1993) como um sistema de tratamento baseado em macrófitas emergentes de fluxo sub-superficial horizontal, foram dimensionadas segundo Philippi e Sezerino (2004). As unidades de zona de raízes são idênticas nas suas medidas, sendo 1,0 m de largura, 3,0 de comprimento, 0,55 m de profundidade útil e 0,65 m de profundidade total, com um volume útil de 1,65 m<sup>3</sup> cada. As três unidades de zona de raízes foram construídas uma ao lado da outra.

As unidades foram demarcadas no terreno, escavadas e construídas com piso em concreto armado e paredes em alvenaria (tijolo comum, 9 cm x 19 cm x 4 cm, deitado), até 10 cm acima no nível do terreno. As paredes e os pisos foram impermeabilizados durante e após o reboco. Para receber e distribuir uniformemente o esgoto foi colocado um tubo de PVC de 100 mm de diâmetro em uma das extremidades do leito, perfurado em toda sua extensão e posicionado na parte superior do leito. A drenagem do esgoto deu-se pela extremidade oposta à entrada, em tubo de esgoto de PVC de 50 mm de diâmetro, igualmente perfurado, posicionado no fundo do leito (Figura 4).

Os leitos de zona de raízes foram preenchidos com brita # 1 nos 50 cm iniciais e finais, ocupando 60 cm de profundidade, para aplicação e drenagem de líquidos, respectivamente. Na parte intermediária de cada unidade utilizaram-se diferentes substratos, sendo areia lavada na Zona de Raízes 1 (ZR1), brita # 0 na Zona de Raízes 2 (ZR2) e brita # 1 na Zona de Raízes 3 (ZR3), ocupando 60 cm de profundidade nos seus respectivos leitos (Figura 5).



**Figura 4** (a) Detalhe do tubo de aplicação do esgoto na zona de raízes. (b) Detalhe da aplicação do esgoto no tubo de aplicação. (c) Detalhe do tubo de drenagem na zona de raízes da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EEC/UFG.

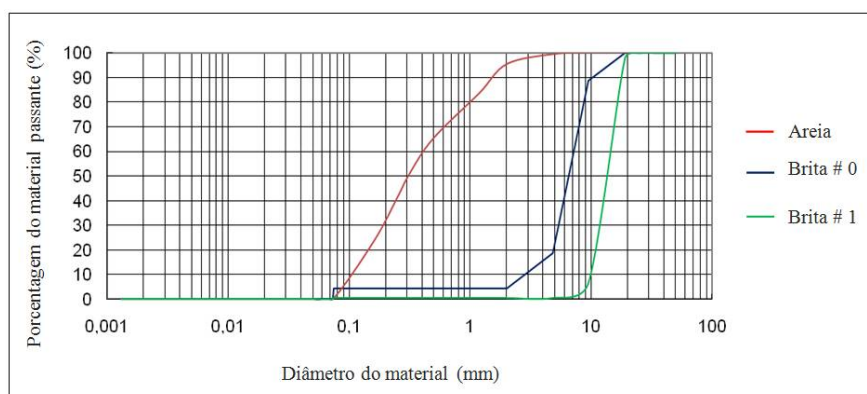
Os substratos foram caracterizados fisicamente seguindo a NBR 6502 (ABNT, 1995) e NBR 7181 (ABNT, 1984) (Figura 6). O diâmetro dos grãos da areia variou entre 0,08 mm e 0,9 mm, a brita # 0 entre 0,08 mm e 20 mm e a brita # 1 entre 10 mm e 50 mm. Os substratos apresentaram um diâmetro efetivo ( $D_{10}$ ) de 0,11 mm, 3,0 mm e 10 mm para areia, brita # 0 e brita # 1, respectivamente. O coeficiente de uniformidade ( $D_{60}/D_{10}$ ) dos substratos foi de 3,64 para areia, 2,33 para a brita # 0 e 1,05 para brita # 1. A medição de vazios dos substratos foi realizada pelo Método do Balão Volumétrico (EMBRAPA, 1997). A areia possuía 40% de espaços vazios e as britas 50% de espaços vazios.



**Figura 5** Detalhe de preenchimento dos leitos da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EEC/UFG preenchidos com os substratos.

As três unidades foram vegetadas com a espécie *Hedychium coronarium*, conhecida por Lírio do Brejo. A espécie foi escolhida pela elevada eficiência no tratamento de esgoto sanitário nas condições climáticas de Goiânia-GO, além de proporcionar efeito paisagístico e aromático (ALMEIDA, 2005; ALMEIDA; OLIVEIRA; KLIEMANN, 2007).

No plantio das espécies vegetais foram utilizadas oito mudas por metro quadrado, correspondentes a plantas adultas com brotações no rizoma. As plantas foram previamente coletadas em seu ambiente natural, tiveram suas folhas cortadas e foram armazenadas em local úmido e sombreado, com vistas à brotação. Após o transplante das mudas procedeu-se à sua irrigação com água do sistema público. As plantas que morreram, cerca de 75% na ZR1, 71% na ZR2 e 54% na ZR3, foram substituídas de forma a manter o estande inicial. Seguindo as recomendações de Sievers (1993) e Solano; Soriano; Ciria (2004), a aplicação do esgoto iniciou-se após o pegamento das plantas, o que ocorreu aos trinta dias do transplante.



**Figura 6** Ensaio granulométrico dos substratos utilizados no preenchimento dos leitos das zonas de raízes da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EEC/UFG.

O nível do resíduo líquido no interior dos leitos foi mantido a aproximadamente cinco centímetros abaixo da superfície do substrato, para evitar seu afloramento e possível proliferação de mosquitos e liberação de maus odores. Para isso, foi acoplado na tubulação externa de drenagem de cada unidade zona de raízes um Joelho de 90° e diâmetro de 50 mm, juntamente com um tubo de mesmo diâmetro na vertical, com 70 cm de

comprimento. No terço inferior do tubo foi conectada uma torneira para coleta de amostras de esgoto tratado para análise laboratorial. No segundo terço do tubo foi instalado um tubo de PVC com diâmetro de 25 mm cujo posicionamento determinava o nível de líquidos dentro das zonas de raízes e, juntamente com uma mangueira de PVC Cristal com diâmetro de 1/2", drenava o esgoto tratado. Já na extremidade do tubo foi acoplado um CAP de PVC com diâmetro de 50 mm para evitar entrada de insetos e resíduos externos. O CAP foi perfurado para permitir a entrada de ar e assim evitar o sifonamento do esgoto de dentro dos leitos (Figura 7).



**Figura 7** Detalhe do regulador de nível instalado na parte externa da tubulação de drenagem da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EEC/UFG.

Após extravasar pelo regulador de nível o esgoto tratado escoava para um reservatório, onde ficava disponível para reuso. Caso não fosse utilizado, extravasava para a rede coletora do sistema público de esgotos.

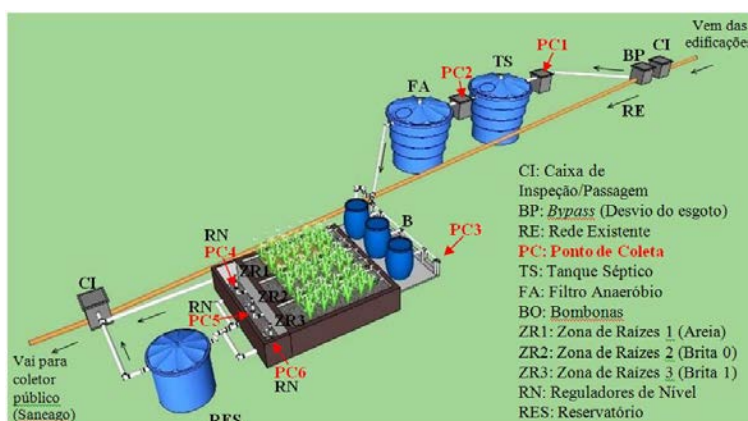
### Coletas e análises

Após trinta dias do início da aplicação de esgoto nas unidades zona de raízes, iniciaram-se as coletas de amostras para a análise da qualidade do esgoto bruto e tratado. As amostragens foram realizadas quinzenalmente, por um período de cinco meses para esgoto bruto (amostras compostas e amostras simples) e dez meses para esgoto tratado (amostras simples), sempre no período matutino. As amostras foram conservadas em gelo numa caixa térmica. Imediatamente após o término das coletas as amostras foram conduzidas aos Laboratórios da ETE Goiânia – Saneago e da Escola de Engenharia Civil da Universidade Federal de Goiás. Os parâmetros avaliados foram: DBO, DQO, coliformes termotolerantes, pH, fósforo total, nitrogênio total Kjeldahl, nitrogênio amoniacal, sólidos totais, sólidos totais, fixos e suspensos.

Foram coletadas amostras para as análises antes e após cada uma das unidades de tratamento do sistema, totalizando seis pontos de coleta (Tabela 2 e Figura 8). Em cada ponto de coleta foi instalado um dispositivo (torneira ou registro) para melhor precisão na coleta, evitando possíveis alterações na composição das amostras.

**Tabela 2** Identificação dos pontos de coletas de amostras de esgoto para análises laboratoriais.

Ponto	Local da coleta
PC1	Antes do tanque séptico (esgoto bruto)
PC2	Depois do tanque séptico
PC3	Depois do filtro anaeróbio
PC4	Depois da zona de raízes 1
PC5	Depois da zona de raízes 2
PC6	Depois da zona de raízes 3



**Figura 8** Distribuição dos pontos de coleta de amostras do esgoto bruto e tratado da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EEC/UFG.

Os parâmetros foram analisados conforme determinações do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA; AWWA; WPCF, 1995).

## RESULTADOS

A vazão média do esgoto da unidade universitária é de 2.030 L.d<sup>-1</sup>. O comportamento durante as horas do dia é apresentado na Figura 9.



**Figura 9** Valores da vazão de esgoto afluente à estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EEC/UFG, cujo horário oficial é das 07h10min às 22h00min.

A vazão máxima diária ocorreu às 12h00min e corresponde ao horário de término do turno matutino, em que maior número de pessoas usam os banheiros antes de ausentarem da unidade universitária, sendo, o turno matutino o que concentra maior quantidade de pessoas. A vazão mínima diária, durante o horário de funcionamento da unidade universitária, ocorreu às 07h00min, provavelmente porque a maioria das pessoas utiliza os banheiros residenciais antes de se deslocarem para a unidade universitária.

Os resultados das análises laboratoriais de caracterização do esgoto bruto produzido na unidade universitária e utilizado no experimento são apresentados na Tabela 3. A maioria dos parâmetros esteve dentro da margem de referência dos valores citados pela literatura brasileira para esgoto bruto doméstico.

O valor médio da DBO foi de 417 mgO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>, apresentou-se dentro da faixa de referência de 200 a 500 mgO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> (SPERLING, 2005) e de 100 a 400 mgO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> (JORDÃO; PESSÔA, 2005) e acima de 100 a 300 mgO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> (METCALF; EDDY, 1981). Já a DQO, com valor médio de 965 mgO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> foi acima da faixa de referência de 400 a 800 mgO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> (SPERLING, 2005), 200 a 800 mgO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> (JORDÃO; PESSÔA, 2005) e dentro de 250 a 1.000 mgO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> (METCALF; EDDY, 1981).

O esgoto bruto da EEC/UFG é predominantemente doméstico, visto que, a relação entre DQO/DBO é de 2,3. Segundo Sperling (2005), esta relação DQO/DBO em esgoto bruto doméstico varia de 1,7 a 2,4, demonstrando que há predominância das frações biodegradáveis no esgoto bruto. Destaca-se que os laboratórios utilizam

reagentes químicos, porém não influenciaram significativamente na composição do esgoto, decorrente da destinação correta dos resíduos químicos dos laboratórios da EEC/UFG.

**Tabela 3** Valores médios dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do esgoto bruto da EEC/UFG e valores de referência.

Parâmetros <sup>1</sup>	Esgoto Bruto		Referência <sup>2</sup>	Referência <sup>3</sup>	Referência <sup>4</sup>
	Média	Varição			
DBO	417	165 a 660	200 a 500	100 a 400	100 a 300
DQO	965	649 a 1.528	400 a 800	200 a 800	250 a 1.000
COLIF.	$3,8 \times 10^7$	$1,3 \times 10^5$ a $9,2 \times 10^7$	-	$10^5$ a $10^8$	-
pH	7,4	5,5 a 8,5	6,7 a 7,5	6,5 a 7,5	-
FOSF.	7,3	4,7 a 11,6	5 a 25	5 a 20	6 a 20
NTK	94	49 a 136	-	20 a 85	20 a 85
N. AMON.	41	11,5 a 78,5	20 a 40	10 a 50	12 a 50
ST	748	877 a 1.208	700 a 1.350	-	350 a 1.200
STF	289	128 a 428	-	-	-
SS	229	111 a 544	-	120 a 360	120 a 400

<sup>1</sup>Parâmetro: DBO: demanda bioquímica de oxigênio ( $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ); DQO: demanda química de oxigênio ( $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ); COLIF.: coliformes termotolerantes (NMP 100mL<sup>-1</sup>); pH: potencial hidrogeniônico; FOSF.: fósforo total ( $\text{mg L}^{-1}$ ); NTK: nitrogênio total Kjeldahl ( $\text{mg L}^{-1}$ ); N. AMON.: nitrogênio amoniacal ( $\text{mg L}^{-1}$ ); ST: sólidos totais ( $\text{mg L}^{-1}$ ); STF: sólidos totais fixos ( $\text{mg L}^{-1}$ ); SS: sólidos suspensos ( $\text{mg L}^{-1}$ ). <sup>2</sup>Sperling (1996a); <sup>3</sup>Jordão e Pessoa (2005); <sup>4</sup>Metcalf e Eddy (1981)

O valor médio de coliformes termotolerantes foi de  $3,8 \times 10^7$  NMP 100mL<sup>-1</sup>. Segundo Jordão e Pessoa (2005), o esgoto bruto doméstico contém cerca de  $10^5$  a  $10^8$  NMP 100mL<sup>-1</sup>. Já Fernandes (1997) cita a faixa entre  $10^5$  a  $10^7$  NMP 100mL<sup>-1</sup>. Assim, o esgoto bruto apresentou valores compatíveis com os descritos pela literatura.

O valor médio do pH foi de 7,4, dentro da faixa de referência que é de 6,7 a 7,5 (SPERLING, 1996a) e 6,5 a 7,5 (JORDÃO; PESSÔA, 2005), ou seja, próximo da neutralidade, contribuindo com as taxas de crescimento de microrganismos.

O valor médio do fósforo total foi de 7,3 mg L<sup>-1</sup>, abaixo do esperado, possivelmente, pelo baixo consumo de compostos a base de fósforo, como detergentes. Cerca de 80% do fósforo do esgoto bruto é inorgânico e 20% orgânico (FERNANDES, 1997). Mesmo abaixo do esperado, o fósforo do esgoto bruto está dentro da faixa de referência da literatura que é entre 5 e 25 mg L<sup>-1</sup> (SPERLING, 2005), 5 e 20 mg L<sup>-1</sup> (JORDÃO; PESSÔA, 2005) e 6 a 20 mg L<sup>-1</sup> (METCALF; EDDY, 1981).

O valor médio do nitrogênio total Kjeldahl foi de 94 mg L<sup>-1</sup>, portanto acima da faixa de referência que é de 20 a 85 mg L<sup>-1</sup> (JORDÃO; PESSÔA, 2005; METCALF; EDDY, 1981). Bertolino, Carvalho e Aquino (2008) obtiveram o valor de 41,4 mg L<sup>-1</sup> ao caracterizar o esgoto bruto do Campus Morro do Cruzeiro, da Universidade Federal de Ouro Preto, já Aisse, Jurgensen e Além Sobrinho (2001) ao monitorar a ETE Cambuí em Campo Largo-PR, verificaram valores de 48,2 mg L<sup>-1</sup>, dentro da média de referência e abaixo do valor obtido neste trabalho.

Para o nitrogênio amoniacal o valor médio foi de 41 mg L<sup>-1</sup>, sendo a faixa de referência entre 20 e 40 mg L<sup>-1</sup> (SPERLING, 2005), 10 e 50 mg L<sup>-1</sup> (JORDÃO; PESSÔA, 2005) e de 12 a 50 mg L<sup>-1</sup> (METCALF; EDDY, 1981), portanto, dentro do recomendável.

Para os sólidos totais o valor médio foi de 748 mg L<sup>-1</sup>, dentro da referência que é de 700 a 1.350 mg L<sup>-1</sup> (SPERLING, 2005), e de 350 a 1.200 mg L<sup>-1</sup> (METCALF; EDDY, 1981) e para sólidos totais fixos foi de 289 mg L<sup>-1</sup>, enquanto que Hattori e Lima (2010), ao caracterizar o esgoto bruto do Campus Campo Mourão da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, observaram o valor médio de 252 mg L<sup>-1</sup> para sólidos totais fixos. Aisse, Jurgensen e Além Sobrinho (2001) ao monitorar a ETE Cambuí em Campo Largo-PR, verificaram no esgoto bruto 258 mg L<sup>-1</sup>.

O valor médio dos sólidos suspensos foi de 229 mg L<sup>-1</sup>, dentro da referência que é de 120 a 360 mg L<sup>-1</sup> (JORDÃO; PESSÔA, 2005), e de 120 a 400 mg L<sup>-1</sup> (METCALF; EDDY, 1981). Aisse, Jurgensen e Além Sobrinho (2001), verificaram no esgoto bruto 244 mg L<sup>-1</sup>. Villela e Foresti (1998) ao caracterizar o esgoto bruto na área nordeste do campus de São Carlos da USP, observaram a concentração de sólidos suspensos de 216 mg L<sup>-1</sup>.

A maioria dos valores obtidos tendeu ao valor máximo da faixa de referência, portanto, o esgoto bruto da EEC/UFG pode ser considerado como forte pela classificação proposta por Jordão e Pessoa (2005) e Metcalf; Eddy (1981). Considerando que a vazão medida foi inferior ao estabelecido como referência pela literatura, é de se supor que menor quantidade de água seja o responsável pela maior concentração dos atributos do esgoto.

A crescente preocupação com a escassez de água no mundo tem levado à conscientização das pessoas quanto ao uso racional e economia de água, reduzindo o consumo e, conseqüentemente, tornam os esgotos mais concentrados. Sendo isso uma tendência nacional, sugere-se que os valores de referência atualmente utilizados tenham que ser revistos.

### Desempenho do tanque séptico-filtro anaeróbio (TS-FA)

Tendo em vista que as unidades TS-FA foram dimensionadas com base na quantidade de pessoas que permanecem na unidade universitária, a vazão medida posteriormente gerou o tempo de detenção hidráulico de 3,94 dias no tanque séptico, desconsiderando o volume de lodo. Abordando o cálculo e as considerações da NBR 7.229 (ABNT, 1993), que inclui o volume de lodo para limpezas anuais, este valor passa a ser de 1,2 dias.

O tempo de detenção hidráulico no filtro anaeróbio foi de 3,94 dias, desconsiderando o material filtrante. Em ambas unidades, tanque séptico e filtro anaeróbio, o TDH ficou acima do sugerido pela NBR 7.229 (ABNT, 1993) e NBR 13.969 (ABNT, 1997) que é de 0,92 dias para vazões entre 1.501 e 3.000 L d<sup>-1</sup>. As dimensões, volume e TDH do tanque séptico e filtro anaeróbio são apresentados na Tabela 4.

**Tabela 4 Dimensões, Volume Útil e Tempo de Detenção Hidráulica propiciados pelas unidades tanque séptico e filtro anaeróbio do sistema.**

Unidade	Dimensões (m)			Volume Útil (m <sup>3</sup> )	Vazão (L d <sup>-1</sup> )	TDH (dias)
	Diâmetro	Diâmetro	Profundidade Útil			
Tanque séptico	2,60	2,00	2,00	8,00	2.030	1,20
Filtro anaeróbio	2,60	2,00	2,00	8,00	2.030	3,94

Os resultados da eficiência do Tanque Séptico-Filtro Anaeróbio são apresentados na Tabela 5.

O tanque séptico tem como funções principais a decantação e a digestão. Essas atividades proporcionam maior ação nos sólidos e matéria orgânica do esgoto. A matéria orgânica, que é representada pelos parâmetros DBO e DQO, obteve o valor médio de saída do tanque séptico de 217 mgO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> e 590 mgO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>, respectivamente. Essa redução na carga orgânica do esgoto bruto resultou numa eficiência de 48% na remoção da DBO e 38,9% na DQO. Segundo Jordão e Pessoa (2005), a eficiência na remoção de DBO do efluente do tanque séptico pode variar de 30% a 50%. Ávila (2005) ao avaliar o desempenho do sistema TS-FA do Centro Experimental de Tratamento de Esgotos da UFRJ, obteve uma eficiência de 48,7% para DBO e 46,5% para DQO no tanque séptico.

O filtro anaeróbio tem a função de complementar o tratamento do efluente do tanque séptico através do meio filtrante, assim o valor médio de saída do filtro anaeróbio foi de 131 mgO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> de DBO e 342 mgO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> de DQO, resultando uma eficiência de 40% e 42%, respectivamente, com eficiência global de 69% para DBO e 65% para DQO. A eficiência do sistema TS-FA para o parâmetro DBO pode variar de 75% a 95% (CHERNICHARO, 1997), 70% a 85% (JORDÃO; PESSÔA, 2005), 50% a 70% (METCALF; EDDY, 1981), 40% a 75% (ABNT, 1997).

Avaliando o desempenho de três diferentes tipos de meio suporte no filtro biológico, Ávila (2005) obteve eficiência na DBO de 68,2% utilizando anéis de plástico, 67,4% utilizando brita # 4 e 62,4% utilizando cubos de espuma, no sistema TS-FA do Centro Experimental de Tratamento de Esgotos da UFRJ.

A eficiência do sistema TS-FA é comumente representada pelo parâmetro DBO, os demais parâmetros são particularidades de cada trabalho, assim os coliformes termotolerantes apresentaram o valor médio de saída do efluente de  $5,0 \times 10^6$  NMP  $100\text{mL}^{-1}$  no tanque séptico e  $9,6 \times 10^5$  NMP  $100\text{mL}^{-1}$  no filtro anaeróbio, promovendo uma eficiência de remoção de 86,8% e 81%, respectivamente, e eficiência global de 97%. Eficiência similar à encontrada por Madera, Silva e Peña (2011), ao avaliar um sistema TS-FA de uma ETE, que foi de 98%.

**Tabela 5** Valores médios afluentes (entrada) e efluentes (saída) do tanque séptico e filtro anaeróbio e eficiência percentual em relação aos parâmetros.

Parâmetro <sup>1</sup>	Tanque Séptico		EP <sup>2</sup> (%)	Filtro Anaeróbio		EP <sup>2</sup> (%)	EPG <sup>3</sup> (%)
	Entrada	Saída		Entrada	Saída		
DBO	417	217	48	217	131	40	69
DQO	965	590	38,9	590	342	42	65
CT	$3,8 \times 10^7$	$5,0 \times 10^6$	86,8	$5,0 \times 10^6$	$9,6 \times 10^5$	81	97
pH	7,4	6,7	-	6,7	6,9	-	-
FOSF.	7,3	5,9	19,2	5,9	5,8	1,7	20
NTK	94	87	7,4	87	70	19,5	25,5
N.AMON.	41	57	-39	57	52	8,8	-27
ST	748	740	1,1	740	470	36	37
STF	289	351	-21	351	270	23	6,6
SS	229	462	-102	462	210	54,5	8,3

<sup>1</sup>Parâmetro: DBO: demanda bioquímica de oxigênio ( $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ); OD: oxigênio dissolvido ( $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ); DQO: demanda química de oxigênio ( $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ); CT.: coliformes termotolerantes (NMP  $100\text{mL}^{-1}$ ); pH: potencial hidrogeniônico; OG: óleos e graxas ( $\text{mg L}^{-1}$ ); FOSF.: fósforo total ( $\text{mg L}^{-1}$ ); NTK: nitrogênio total Kjeldahl ( $\text{mg L}^{-1}$ ); N. AMON.: nitrogênio amoniacal ( $\text{mg L}^{-1}$ ); ST: sólidos totais ( $\text{mg L}^{-1}$ ); STF: sólidos totais fixos ( $\text{mg L}^{-1}$ ); SS: sólidos suspensos ( $\text{mg L}^{-1}$ ). <sup>2</sup>EP: eficiência percentual (%) =  $100 (\text{entrada} - \text{saída}) / \text{entrada}$ . <sup>3</sup>EPG: eficiência percentual global (%) =  $100 (\text{entrada total} - \text{saída total}) / \text{entrada total}$ .

O valor médio do pH do efluente foi de 6,7 no tanque séptico e 6,9 no filtro anaeróbio, sendo o valor próximo a neutralidade na saída do efluente do filtro anaeróbio contribuiu para condições favoráveis de operação nas zonas de raízes. Ávila (2005) obteve o valor do pH de 7,3 após tanque séptico e 7,4 após filtro anaeróbio do sistema TS-FA do Centro Experimental de Tratamento de Esgotos da UFRJ. Fiuza Junior, Uliano e Spiess (2004), ao avaliar um sistema descentralizado de tratamento de esgoto sanitário, compreendido de tanque séptico mais filtro anaeróbio, no município de Blumenau – SC, obtiveram valor de pH de 6,88 após o tanque séptico e 6,86 após filtro anaeróbio.

O valor médio do efluente para fósforo foi de  $5,9 \text{ mg L}^{-1}$  no tanque séptico e  $5,8 \text{ mg L}^{-1}$  no filtro anaeróbio, com eficiência de remoção de 19,2% e 1,7% respectivamente, e eficiência global do sistema TS-FA de 20%, similar à medida por Fiuza Junior, Uliano e Spiess (2004), que foi de 17,2%.

Para o nitrogênio total Kjeldahl o valor médio do efluente foi de  $87 \text{ mg L}^{-1}$  no tanque séptico e  $70 \text{ mg L}^{-1}$  no filtro anaeróbio, resultando numa eficiência de 7,4% e 19,5%, respectivamente e a eficiência global do sistema TS-FA de 25,5%, similar ao obtido por Madera, Silva e Peña (2011), que foi de 29%, e superior ao obtido por Fiuza Junior, Uliano e Spiess (2004), que foi de 8,07%.

O valor médio do nitrogênio amoniacal no efluente foi de  $57 \text{ mg L}^{-1}$  no tanque séptico e  $52 \text{ mg L}^{-1}$  no filtro anaeróbio, representando um aumento de 27%, como eficiência global no sistema TS-FA. O mecanismo predominante da remoção de nitrogênio é a nitrificação da amônia, pré-existente no esgoto ou formada pela amonificação do nitrogênio orgânico, em zonas aeróbias, com subsequente desnitrificação do  $\text{NO}_3$ , em zonas anóxicas, para a forma de nitrogênio gasoso, que deixa o sistema (BRIX, 1993; SIKORA et al., 1995). Verifica-se que houve amonificação no TS, aumentando a concentração da N amoniacal em 39%. Com o pH próximo do neutro não haveria volatilização de amônia, ocorrendo o acúmulo deste atributo. Outro fator a ser considerado é a falta de oxigênio nestas unidades de tratamento. Na oxidação do nitrogênio amoniacal pela ação de bactérias há consumo de oxigênio que ocorre posteriormente às reações de desoxigenação carbonácea,

uma vez que as bactérias nitrificantes têm uma taxa de crescimento mais lento do que as bactérias heterotróficas, implicando em que a nitrificação ocorra também mais lentamente (SPERLING, 1996; FERNANDES, 1997). No FA houve uma redução de 9% no N amoniacal, sugerindo que houve nitrificação de parte da amônia produzida, não obstante a baixa concentração de oxigênio dissolvido.

O valor médio dos sólidos totais no efluente foi de  $740 \text{ mg L}^{-1}$  no tanque séptico e  $470 \text{ mg L}^{-1}$  no filtro anaeróbio, promovendo uma eficiência de 1,1% e 36%, respectivamente e eficiência global do sistema TS-FA de 37%. Os sólidos totais fixos o valor médio foi de  $351 \text{ mg L}^{-1}$  no tanque séptico e  $270 \text{ mg L}^{-1}$  no filtro anaeróbio, com valor médio do afluente de  $289 \text{ mg L}^{-1}$ , houve aumento de 21% no efluente do tanque séptico e redução de 23% no efluente do filtro anaeróbio e eficiência global do sistema TS-FA de 6,6%.

Já o valor médio de sólidos suspensos do efluente foi de  $462 \text{ mg L}^{-1}$  no tanque séptico e  $210 \text{ mg L}^{-1}$  no filtro anaeróbio, houve um aumento de 102% no efluente do tanque séptico e redução de 54,5% no efluente do filtro anaeróbio e eficiência global do sistema TS-FA de 8,3%, inferior ao valor obtido por Fiuza Junior, Uliano e Spiess (2004), que foi de 37% de eficiência no sistema TS-FA.

A baixa eficiência global do sistema TS-FA nos parâmetros sólidos totais, sólidos totais fixos e sólidos suspensos pode ser atribuída à falta de funcionalidade do meio suporte no filtro anaeróbio, uma vez que o material utilizado para esse fim não funcionou corretamente. Alguns dias após o início de operação do sistema verificou-se que todo o meio suporte (material filtrante) encontrava-se flotando, ou seja, acima da lâmina de esgoto. Provavelmente flutuou devido à densidade do material, que é inferior a densidade da água. O material utilizado foi sugerido pela fomentadora da pesquisa.

### Desempenho das zonas de raízes

As unidades de zona de raízes apresentaram desempenho bastante satisfatório, com eficiências acima do esperado. Assim, acredita-se que as zonas de raízes poderiam atender toda a vazão de esgoto da EEC/UFG, sem contrariar a legislação brasileira de lançamento de efluentes em corpos receptores hídricos.

Durante o período verificado, aplicou-se o mesmo volume de entrada de esgoto nas três unidades de zona de raízes, 1.344 litros. Já o volume de saída de esgoto foi de 434,5 litros na ZR1, 516,5 na ZR2 e 529,5 na ZR3, assim, ocorreu a evapotranspiração de 909,5 litros, 827,5 litros e 814,5 litros, respectivamente, correspondente a 67,7%, 61,6% e 60,6%. Estes valores estão similares a evapotranspiração da terra, onde 70% a 75% da precipitação voltam à atmosfera por meio da evapotranspiração (BRASIL, 2006).

Assim, considerando a evapotranspiração do sistema e o material de preenchimento (substratos), as unidades de zona de raízes, que permitiu fixar as vazões de entrada por meio do ajuste das bombas, gerou tempos de detenção, na ordem de 12,3 dias para ZR1, 11,9 dias para ZR2 e 11,6 dias para ZR3 (Tabela 6). Salienta-se que no cálculo do volume de vazios não foi considerado o volume ocupado pelas raízes.

**Tabela 6 Dimensões úteis, Volume útil, Vazão de aplicação, Vazios dos substratos, Evapotranspiração das unidades, Tempo de Detenção Hidráulica propiciados pelas unidades de zona de raízes.**

Unidade	Dimensões úteis (m)			Volume ( $\text{m}^3$ )	Vazão ( $\text{L d}^{-1}$ )	Vazios (%)	EPT (%)	TDH (dias)
	Largura	Comprimento	Profundidade					
ZR1	1,00	3,00	0,55	1,65	180	40	67,7	12,3
ZR2	1,00	3,00	0,55	1,65	180	50	61,6	11,9
ZR3	1,00	3,00	0,55	1,65	180	50	60,6	11,6

Deve ser destacada aqui a importância da evapotranspiração nos sistemas zona de raízes. Desprezando esse fenômeno, o TDH das unidades estudadas neste experimento seria de 4 dias para ZR1 e 4,6 dias para ZR2 e ZR3, bem diferente do TDH real.

Considerando a evapotranspiração das zonas de raízes, a seguir são apresentados os valores médios das concentrações de saída dos atributos do esgoto para cada tratamento, as médias das eficiências percentuais de cada tratamento na remoção dos atributos do esgoto, os resultados de testes de média e os coeficientes de variação. A discussão dos resultados é realizada em seguida, individualmente, para cada um dos parâmetros analisados.

## DBO, DQO e Coliformes Termotolerantes

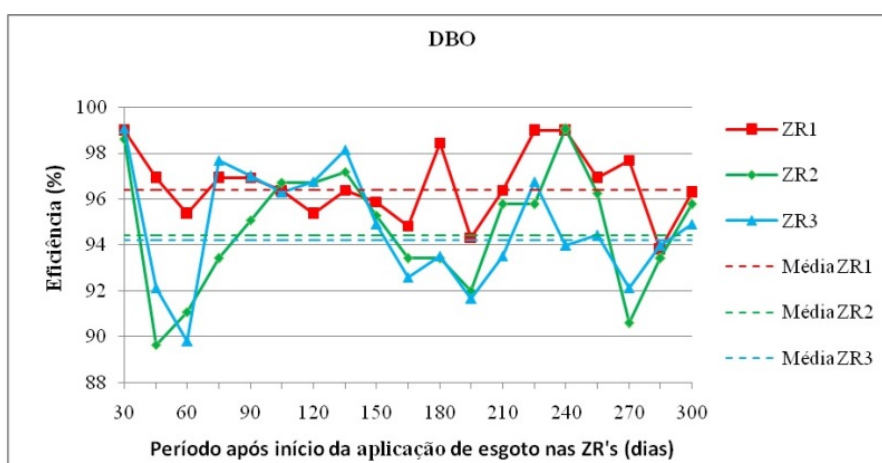
O valor médio geral de saída e a eficiência percentual estão apresentados na Tabela 7.

**Tabela 7** Valores<sup>1</sup> médios de entrada do esgoto (EFA)<sup>2</sup>, valores médios de saída (EZR)<sup>3</sup>, média de eficiência percentual (EP)<sup>4</sup>, verificados no tratamento de esgoto sanitário por zona de raízes, com diferentes substratos.

TRATAMENTO	DBO <sup>1</sup>			DQO <sup>1</sup>			CT <sup>1</sup>		
	EFA <sup>2</sup>	EZR <sup>3</sup>	EP <sup>4</sup>	EFA <sup>2</sup>	EZR <sup>3</sup>	EP <sup>4</sup>	EFA <sup>2</sup>	EZR <sup>3</sup>	EP <sup>4</sup>
ZR1: Areia		7	96,4 a		60	88,4 a		5,8x10 <sup>3</sup>	99,5952 a
ZR2: Brita # 0	131	12	94,4 b	342	70	87,3 a	9,5x10 <sup>5</sup>	5,8x10 <sup>3</sup>	99,6257 a
ZR3: Brita # 1		12	94,2 b		73	87,4 a		1,8x10 <sup>4</sup>	98,8948 b
MÉDIA <sup>5</sup>		10,3	95,0		67,7	87,7		9,9x10 <sup>3</sup>	99,3719
CV <sup>6</sup>		1,7			3,0			0,7	

<sup>1</sup>Parâmetro: DBO: demanda bioquímica de oxigênio (mgO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>); DQO: demanda química de oxigênio (mgO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>); CT: coliformes termotolerantes (NMP 100mL<sup>-1</sup>); <sup>2</sup>EFA: efluente do filtro anaeróbio; <sup>3</sup>EZR: efluente da zona de raízes; <sup>4</sup>Eficiência percentual (EP) de remoção da carga do atributo, calculada pela equação  $EP(\%) = 100 \times [(CE \times QE) - (CS \times QS)] / (CE \times QE)$ ; em que CE: concentração do atributo no esgoto antes da zona de raízes; QE: vazão diária de entrada; CS: concentração do atributo no esgoto após a zona de raízes; QS: vazão diária de saída considerando a evapotranspiração do sistema; <sup>5</sup>Média geral de saída; <sup>6</sup>CV: coeficiente de variação; <sup>7</sup>Agrupamento: médias seguidas por mesma letra na vertical não diferem entre si pelo teste de Tukey-Kramer, a 5% de probabilidade.

A DBO nas unidades de zona de raízes apresentou oscilações consideráveis da eficiência no período verificado. Nos sessenta dias iniciais de tratamento, a eficiência esteve bem abaixo da média, possivelmente devido ao biofilme que estava em formação. A partir de então, houve um aumento da eficiência até os 120 dias, que posteriormente oscilou, mas manteve próximo da média até o final do experimento. As ZR2 e ZR3 apresentaram maiores oscilações da eficiência (Figura 10).



**Figura 10** Desempenho das unidades zona de raízes referente ao parâmetro DBO, verificado durante o período do experimento na estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EEC/UFG.

O valor médio geral de saída para DBO do efluente tratado foi de 7,0 mgO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> no tratamento com areia e 12 mgO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> nos tratamentos com brita # 0 e com brita # 1 (Tabela 7). Estes valores atendem à Resolução Conama n° 357, que estabelece o valor máximo de 120 mgO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> podendo este valor ser ultrapassado desde que os sistemas de tratamento reduzam a carga poluidora em termos de DBO em no mínimo 60% para lançamentos de efluentes em corpos receptores de Classe 2 (CONAMA, 2011). Atende também o decreto estadual n° 1.745 de 1979, que no seu artigo 22 estabelece como padrão de lançamento para DBO o valor de 60 mgO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>, podendo este valor ser ultrapassado desde que os sistemas de tratamento reduzam a carga poluidora em termos de DBO em no mínimo 80% (GOIÁS, 1979).

Considerando a evapotranspiração do sistema, a maior média percentual na redução da DBO no efluente tratado foi de 96,4%, verificado na unidade preenchida com areia, que foi significativamente superior aos

demais tratamentos, que não diferiram entre si. Na unidade com brita # 0 a redução da DBO foi de 94,4% e a unidade com brita # 1 de 94,2%. A eficiência mínima da ZR1 para DBO foi de 93,8% aos 285 dias após início da aplicação do esgoto e máxima de 99,0% aos 240 dias. Na ZR2 a eficiência mínima foi de 89,7% aos 45 dias após início da aplicação do esgoto e máxima de 99,0% aos 240 dias. Já na ZR3 a eficiência mínima foi de 89,8% aos 60 dias após início da aplicação do esgoto e máxima de 99,0% aos 30 dias (Figura 10).

Os tratamentos com os substratos brita foram menos eficientes que o tratamento com areia. O efeito de filtração, propiciado pela areia pode ter influenciado na maior eficiência dos tratamentos com este substrato na redução da DBO. Em sistemas zona de raízes a DBO associada com sólidos é removida por meio da filtração e/ou sedimentação. Já a DBO solúvel/coloidal em solução é reduzida por meio da atividade dos microrganismos colonizados nos substratos ou nas raízes das plantas e suspensos na coluna d'água (STOWELL et al., 1981). Por possuir menos espaços vazios, a areia possibilita que a DBO solúvel/coloidal em solução permaneça mais próxima das colônias de microrganismos, promovendo maior eficiência que os demais substratos.

Sezerino *et al.* (2005), em sistemas zona de raízes de fluxo sub-superficial horizontal, implantados em Florianópolis-SC, utilizando substrato areia, vegetado com taboa (*Typha* spp) e TDH de 3,9 dias, obtiveram uma eficiência de 63% no parâmetro DBO. Almeida (2005, 2007), utilizando o substrato areia num sistema vegetado com Lírio do Brejo (*Hedychium coronarium*) e TDH de 4,09 dias, obteve eficiência de 88,38%, em Goiânia, GO. A eficiência percentual dos autores citados apresenta-se abaixo da obtida neste trabalho (96,4%), o que pode estar relacionado ao menor TDH, que no presente estudo foi de 12,3 dias na unidade preenchida com areia, além da eficiência ter sido baseada na concentração e não na carga orgânica. Sikora *et al.* (1995) afirmaram que é necessário um período de detenção de 8 a 33 dias para alcançar uma eficiência de 90% na redução da DBO, num sistema de tratamento de zona de raízes com fluxo sub-superficial horizontal, nas condições climáticas do Alabama, EUA.

Akratos e Tsihrintzis (2007) ao avaliarem um sistema de bancada de fluxo horizontal vegetado com taboa (*Typha* spp) e preenchido com brita # 0 obtiveram eficiência no parâmetro DBO de 87,9%, 94%, 91,2% e 90,2% com TDH de 6, 8, 14 e 20 dias, respectivamente, em temperaturas acima de 15° C. O presente estudo alcançou uma redução no atributo DBO de 94,4% (brita # 0) com o TDH de 11,9 dias, nas condições climáticas de Goiânia, GO.

Chagas (2008), utilizando brita # 0 em sistemas de fluxo horizontal sub-superficial implantados na UFV, em Viçosa-MG, vegetado com Lírio Amarelo (*Hammercallis flava*) e TDH de 3,9 dias, alcançou uma eficiência de 90,1% no atributo DBO, similar ao valor encontrado no presente trabalho (94,4%).

Meira *et al.* (2001), utilizando brita # 0 num sistema de fluxo sub-superficial vegetado com taboa (*Typha* spp) obtiveram uma redução da DBO de 77,8% e 83,3% com um TDH de 5 e 10 dias, respectivamente, nas condições climáticas de Campina Grande, PB. O presente estudo alcançou uma redução de 94,2% (brita # 0) com o TDH de 11,6 dias, nas condições climáticas de Goiânia, GO

Zanella (2008), ao avaliar um sistema de fluxo sub-superficial vegetado com papirus, preenchido com brita # 1 e TDH de 1,5 dias, alcançou uma eficiência global (pré-tratamento mais zona de raízes) de 80%, nas condições climáticas de Campinas, SP. Eficiência global inferior à encontrada no presente estudo que foi de 98,2%, considerando o pré-tratamento mais zona de raízes preenchida com brita # 1 e TDH de 11,6 dias. A eficiência máxima encontrada pelo autor foi de 98% aos 119 dias de operação e mínima de 62% aos 239 dias. Valores inferiores ao obtido no presente trabalho, que obteve eficiência máxima de 99,0% aos 30 dias e mínima de 89,8% aos 60 dias após início da aplicação do esgoto

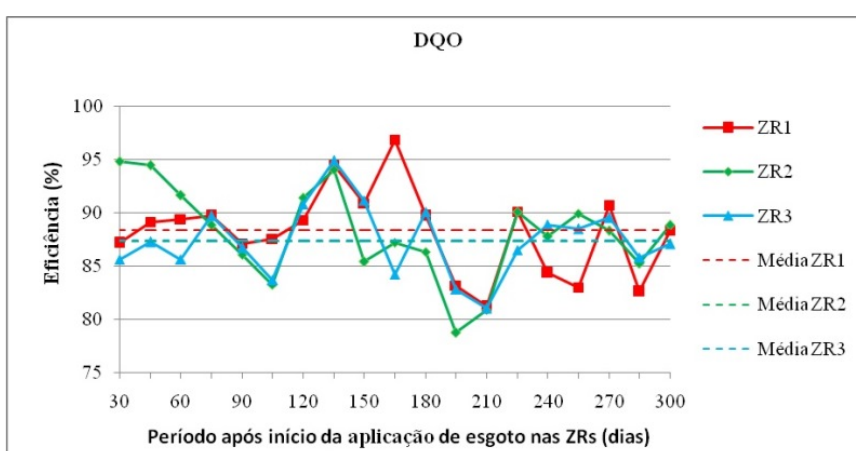
Abrantes (2009) utilizando substratos sobrepostos na sequência brita # 3, brita # 1, areia e brita # 1, em um sistema de fluxo sub-superficial vertical vegetado com taboa (*Typha* spp) e TDH de 4,6 dias, obteve uma redução da DBO de 76,6%, nas condições climáticas de Goiânia, GO. Numa outra unidade com as mesmas características, utilizando como vegetação o caniço (*Phragmites australis*) a autora alcançou uma eficiência de 61,3%.

Brix (1987) trabalhando com uma área de 1,9 m<sup>2</sup> por indivíduo alcançou eficiência de 66% em um sistema zona de raízes na Dinamarca. No presente estudo adotou-se uma área de 3,0 m<sup>2</sup> por indivíduo obtendo eficiência de 96,4%, 94,4% e 94,2% com os substratos areia, brita # 0 e brita # 1, respectivamente.

Já a DQO teve valor médio geral de saída foi de  $60 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$  na ZR1,  $70 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$  na ZR2 e  $73 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$  na ZR3 (Tabela 7). A Resolução Conama n° 357 (CONAMA, 2005) e o Decreto Goiano n° 1.745 (GOIÁS, 1979), que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, não fazem referência aos limites de DQO em efluentes.

As unidades de zona de raízes tiveram oscilações consideráveis da eficiência durante o período verificado, demonstrando indefinição de queda ou aumento na eficiência da DQO com as três unidades apresentando oscilações semelhantes. As ZR2 e ZR3 demonstraram início de estabilização da eficiência a partir dos 225 dias (Figura 11).

A redução média percentual da DQO foi de 88,4% na ZR1, 87,3% na ZR2 e 87,4% na ZR3 (Tabela 7), considerando a evapotranspiração do sistema. A eficiência mínima da ZR1 para DQO foi de 81,2% aos 210 dias após início da aplicação do esgoto e máxima de 96,8% aos 165 dias. Na ZR2 eficiência mínima foi de 78,8% aos 195 dias após início da aplicação do esgoto e máxima de 94,8% aos 30 dias. Já na ZR3 a eficiência mínima foi de 81,0% aos 210 dias após início da aplicação do esgoto e máxima de 94,9% aos 135 dias (Figura 11).



**Figura 11** Desempenho das unidades zona de raízes referente ao parâmetro DQO, verificado durante o período do experimento na estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EEC/UFG.

Destaca-se que a DQO é reduzida principalmente por processos físicos (sedimentação e filtração) (SOLANO; SORIANO; CIRIA, 2004). Tal ação foi verificada por Sikora *et al.* (1995) ao observar que o tratamento testemunha (sem plantas) foi tão eficiente na redução da DQO quanto os tratamentos com plantas. Segundo Zanella (2008), a vegetação aumenta a eficiência na remoção de DQO em 3,2%, que estatisticamente não é significativa. Neste estudo foi observado que os três substratos utilizados obtiveram eficiências semelhantes, não diferindo significativamente entre si.

Tal redução da DQO está similar ao encontrado por Almeida (2005, 2007), que ao utilizar substrato areia num sistema vegetado com Lírio do Brejo (*Hedychium coronarium*), obteve eficiência de 89,39%, em Goiânia, GO, mesmo com o TDH mais baixo (4,09 dias) que o utilizado no presente estudo (12,3 dias). Sezerino *et al.* (2005), num sistema zona de raízes de fluxo horizontal sub-superficial, implantado em Florianópolis, SC, utilizando substrato areia, vegetado com taboa (*Typha* spp) e TDH de 3,9 dias, obtiveram uma eficiência de 76%. Souza *et al.* (2004), durante um período de três anos, acompanharam o desempenho de um sistema zona de raízes preenchido com areia e vegetado com *Juncus* spp, com TDH de 10,1 dias, e observaram uma redução mínima da DQO de 70% aos 900 dias e máxima de 86% aos 180 dias, inferiores aos obtidos no presente trabalho.

Akratos e Tsihrantzis (2007), ao avaliar um sistema de bancada de fluxo horizontal vegetado com taboa (*Typha* spp) e preenchido com brita # 0, na Grécia, obtiveram eficiência da DQO de 75,2%, 87,7%, 84,6% e 93,1% com TDH de 6, 8, 14 e 20 dias, respectivamente, para temperaturas abaixo de 15° C e 88,7%, 92,6%, 92,8% e 91,8% para temperaturas acima de 15° C com os respectivos TDH, valores superiores ao encontrado no presente trabalho (87,3%), levando em consideração que neste estudo as temperaturas foram acima de 15° C e TDH de 11,9 dias.

Zanella (2008), ao avaliar um sistema de fluxo sub-superficial vegetado com papiro, preenchido com brita # 1 e TDH de 1,5 dias, verificou uma eficiência de 62,1% na redução da DQO, nas condições climáticas de Campinas, SP. Eficiência inferior a encontrada no presente estudo, que foi de 87,4%, considerando o TDH de 11,6 dias na zona de raízes preenchida com brita # 1.

Brasil *et al.* (2005), ao avaliar um sistema de fluxo sub-superficial horizontal, vegetado com taboa (*Typha* spp), preenchido com brita # 0 e TDH de 3,8 dias, verificaram uma eficiência de  $90\% \pm 3$ , nas condições climáticas de Viçosa, MG.

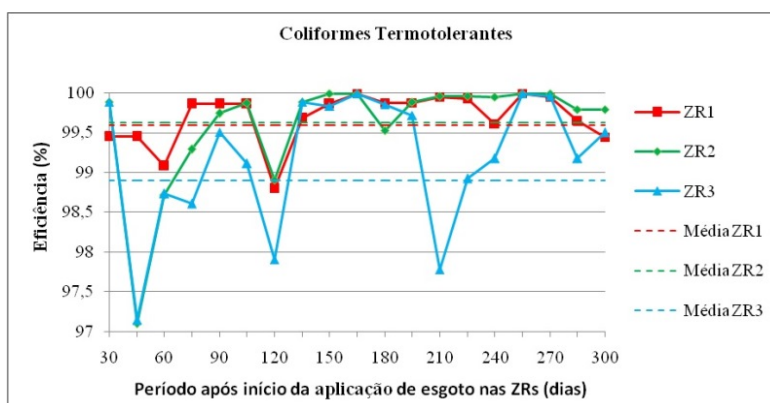
Souza e Bernardes (1996) ao utilizar três leitos cultivados em série, utilizando britas de 40 mm a 50 mm no primeiro leito, britas de 25 mm a 35 mm no segundo leito e britas de 10 mm a 20 mm no terceiro leito, vegetados com taboa (*Typha* spp) e TDH de 2,4 dias, observaram eficiência de 62,7% no parâmetro DQO.

Abrantes (2009), utilizando substratos sobrepostos na sequência brita # 3, brita # 1, areia e brita # 1 em um sistema de fluxo sub-superficial vertical vegetado com taboa (*Typha* spp) e TDH de 4,6 dias, obteve uma redução da DQO de 62,3%, nas condições climáticas de Goiânia, GO. Num sistema com as mesmas características, utilizando como vegetação o caniço (*Phragmites australis*) a autora observou uma eficiência de 68,6%.

A relação DQO/DBO na saída foi da ordem de 8,6 na ZR1, 5,8 na ZR2 e 6,1 na ZR3. Relações altas indicam presença de frações não biodegradáveis elevadas. A relação DQO/DBO tende a aumentar à medida que o esgoto passa pelas unidades de tratamento, uma vez que fração biodegradável é reduzida após passar por estas unidades, ao contrario da fração inerte que permanece predominantemente inalterada. Assim, o efluente final do tratamento biológico apresenta valores da relação DQO/DBO usualmente superiores a 3,0 (ALMEIDA, 2005).

Já os coliformes termotolerantes tiveram valor médio geral de saída de foi de  $5,8 \times 10^3$  NMP 100mL<sup>-1</sup> na ZR1 e ZR2 e  $1,8 \times 10^4$  NMP 100mL<sup>-1</sup> na ZR3 (Tabela 7). A legislação brasileira não determina limite para os efluentes de ETE, porém, a Resolução Conama n° 357 (CONAMA, 2005) determina que a contribuição do efluente não pode elevar a contagem de coliformes termotolerantes nos corpos receptores acima de 1.000 NMP 100mL<sup>-1</sup> e não deverá ser excedido um limite de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos seis amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral, em corpos receptores de Classe 2. Entende-se assim, que o limite máximo de coliformes termotolerantes permitido ao efluente da ETE será determinado pela vazão do efluente, vazão do corpo receptor e a concentração de coliformes já existentes no corpo receptor (ALMEIDA, 2005).

Considerando a evapotranspiração do sistema, houve uma redução média percentual de coliformes termotolerantes de 99,5952% na ZR1, 99,6257% na ZR2 e 98,8948% na ZR3 (Tabela 7). A eficiência mínima da ZR1 na remoção de coliformes termotolerantes foi de 98,7968% aos 120 dias após início da aplicação do esgoto e máxima de 99,9901% aos 165 e 255 dias. Na ZR2 eficiência mínima foi de 97,1020% aos 45 dias após início da aplicação do esgoto e máxima de 99,9910% aos 165 e 255 dias. Já na ZR3 a eficiência mínima foi de 97,1462% aos 45 dias após início da aplicação do esgoto e máxima de 99,9911% aos 255 dias (Figura 12).



**Figura 12** Desempenho das unidades zona de raízes referente ao parâmetro coliformes termotolerantes, verificado durante o período do experimento na estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EEC/UFG.

As unidades ZR2 e ZR3 tiveram oscilações consideráveis da eficiência até os 180 dias de funcionamento, o que a partir de então se estabilizou até o final do experimento (Figura 12). Possivelmente, as variações e alteração de comportamento da eficiência podem estar relacionadas às mudanças climáticas, uma vez que ocorreu nessa época o fim do período chuvoso e início do período seco, fator que influencia diretamente no comportamento do sistema. Estudos da AERMC (1999), na França, permitiram observar grandes variações na eliminação de coliformes termotolerantes entre o verão (remoção de mais de 3 unidades logarítmicas) e o inverno (remoção de 1 a 2 unidades logarítmicas). Segundo os autores do estudo, esta variação pôde ser atribuída a diferentes fenômenos, dentre os quais: o metabolismo dos microrganismos é mais intenso à temperatura elevada; a atividade metabólica geral, na rizosfera, diminui no inverno com a queda da temperatura e haveria, portanto, menor quantidade de antibióticos secretados e menor predação bacteriana.

Após os 180 dias, as unidades de tratamento apresentaram estabilidade da eficiência, exceto a ZR3 que manteve as oscilações até o final do experimento. Provavelmente as grandes oscilações e baixa eficiência da ZR3, quando comparado aos demais tratamentos, estão relacionadas à granulometria do substrato. A ZR2 e a ZR1, preenchidas com substrato brita # 0 e areia, respectivamente, apresentaram maior eficiência, possivelmente, devido ao efeito de filtragem promovido por estes substratos, que por sua vez, obteve uma eficiência na remoção de coliformes termotolerantes significativamente maior que a ZR3.

De acordo com Meira *et al.* (2001), o tempo de detenção hidráulica influencia na remoção dos coliformes termotolerantes. A autora observou também que as plantas têm papel fundamental nessa redução. Para tal situação, Leopoldo e Conte (1996) entenderam que as macrófitas liberam enzimas que possam agir na eliminação destes microrganismos. Arias e Brix (2003) e Karathanasis, Potter e Coyne (2003) afirmam que algumas plantas liberam metabólitos finais com propriedades antibióticas.

Outra constatação foi observada por alguns autores, em que microrganismos patogênicos presentes nos esgotos são eliminados, também, por meio de significativo decaimento natural, em função das condições desfavoráveis a que são expostos nos leitos construídos, exposição a raios ultravioleta, adsorção, filtração pelo meio suporte, sedimentação e morte por predação e competição com outros microrganismos. Entretanto vale salientar que a eficiência na remoção de bactérias em sistemas zona de raízes é decorrente, também, da população influente. Sendo que a eficiência é alta quando a população influente também é alta, mas apresenta eficiências negativas quando a população influente é inferior que as taxas de produção no local (MANSOR, 1998; VYMAZAL *et al.*, 1998; CUNHA, 2006).

Salaro Junior (2008) observou um aumento de *E. coli* num sistema vegetado com Junco utilizando como substrato pedregulho e TDH de 8,8 horas. O autor supõe que o aumento se deu por que o sistema proporcionou condições ideais para a proliferação destes microorganismos através do fornecimento de matéria orgânica e temperatura. Percebe-se também que o TDH baixo favoreceu tal aumento.

Brasil *et al.* (2005), ao avaliar um sistema de fluxo sub-superficial horizontal, vegetado com taboa (*Typha* spp), preenchido com brita # 0 e TDH de 3,8 dias, alcançaram uma eficiência de  $99,9 \pm 0,1$ , nas condições climáticas de Viçosa, MG, superior ao observado no presente estudo, que foi de 99,6257% na unidade com brita # 0.

Almeida (2005, 2007), que utilizando o substrato areia num sistema vegetado com Lírio do Brejo (*Hedychium coronarium*) e TDH de 4,09 dias, obteve eficiência de 99,61%, em Goiânia, similar ao obtido neste estudo.

Meira *et al.* (2001), obtiveram uma redução de 97% e 99,1% com um TDH de 5 e 10 dias, respectivamente, utilizando brita # 0 num sistema de fluxo sub-superficial vegetado com taboa (*Typha* spp) nas condições climáticas de Campina Grande, PB. Na mesma região, em um sistema com características similares e TDH de 10 dias, Costa *et al.* (2003), observaram uma redução de 99,96% de coliformes termotolerantes, superiores à encontrada neste trabalho (99,6257%), mesmo com características e TDH similares.

Zanella (2008), observou na contagem de coliformes termotolerantes uma concentração de  $1,0 \times 10^3$  NMP  $100\text{mL}^{-1}$  num sistema de fluxo sub-superficial vegetado com papiro, preenchido com brita # 1 e TDH de 1,5 dias, em Campinas, SP, inferior ao obtido no presente estudo que foi de  $1,8 \times 10^4$  NMP  $100\text{mL}^{-1}$ , considerando o TDH de 11,6 dias na zona de raízes preenchida com brita # 1. Neste caso, onde o TDH esteve abaixo do utilizado neste estudo, a eficiência obtida pelo autor pode estar relacionada a vegetação utilizada.

Utilizando substratos sobrepostos na sequência brita # 3, brita # 1, areia e brita # 1, em um sistema de fluxo sub-superficial vertical vegetado com taboa (*Typha* spp) e TDH de 4,6 dias, Abrantes (2009) obteve uma redução de coliformes termotolerantes de 83,2% nas condições climáticas de Goiânia. Num sistema com as mesmas características, utilizando como vegetação o caniço (*Phragmites australis*) alcançou uma eficiência de 96%. A autora sugeriu que adotasse um TDH maior para uma melhor redução de coliformes, fato ocorrido no presente trabalho, que por sua vez, melhorou a eficiência na remoção de coliformes.

### Potencial Hidrogeniônico, Fósforo Total, Nitrogênio Total Kjeldahl e Nitrogênio Amoniacal

O valor médio geral de saída e a eficiência percentual estão apresentados na Tabela 8.

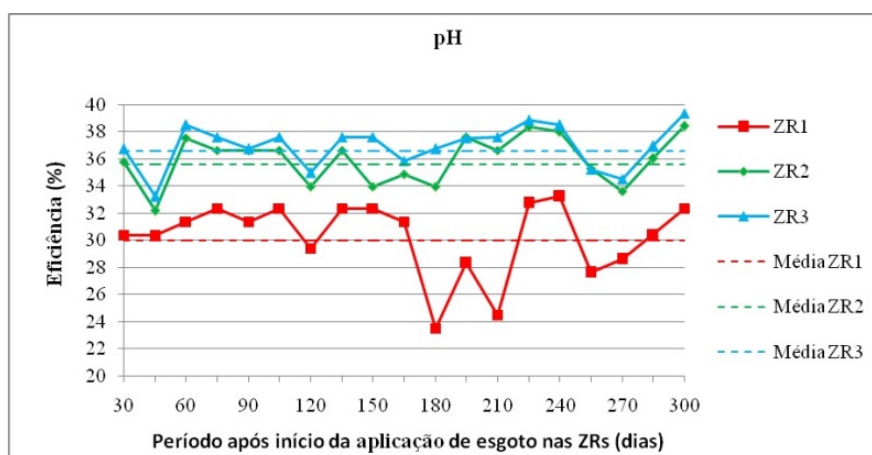
O valor médio geral de saída do pH foi de 7,1 na ZR1 e 7,2 na ZR2 e ZR3 (Tabela 8), portanto dentro dos limites estabelecidos pela concessionária de saneamento de Goiás para lançamento na rede coletora pública, que é de 6 a 10 e pela Resolução Conama n° 357 (CONAMA, 2005) e o Decreto Estadual n° 1.745 (GOIÁS, 1979), que determinam como condições de lançamento de efluentes o pH entre 5 e 9.

**Tabela 8** Valores<sup>1</sup> médios de entrada do esgoto (EFA)<sup>2</sup>, de saída (EZR)<sup>3</sup>, média de eficiência percentual (EP)<sup>4</sup>, verificados no tratamento de esgoto sanitário por zona de raízes.

TRAT.	pH <sup>1</sup>			FOSF. <sup>1</sup>			NTK <sup>1</sup>			N.AMON. <sup>1</sup>		
	EFA <sup>2</sup>	EZR <sup>3</sup>	EP <sup>4</sup>	EFA <sup>2</sup>	EZR <sup>3</sup>	EP <sup>4</sup>	EFA <sup>2</sup>	EZR <sup>3</sup>	EP <sup>4</sup>	EFA <sup>2</sup>	EZR <sup>3</sup>	EP <sup>4</sup>
ZR1: Areia		7,1	-		0,5	93,9a		46,3	56,2a		33	58,2a
ZR2: Brita # 0	6,9	7,2	-	5,8	3,5	62,4b	70	49,0	57,9a	52	36	58,3a
ZR3: Brita # 1		7,2	-		3,7	61,0b		47,1	59,2a		35	59,5a
MÉDIA <sup>5</sup>		7,2	-		2,6	72,4		47,5	57,8		34,7	58,7
CV <sup>6</sup>		-			21,4			14,4			13,1	

<sup>1</sup>Parâmetro: pH: potencial hidrogeniônico; FOSF.: fósforo total (mg L<sup>-1</sup>); NTK: nitrogênio total Kjeldahl (mg L<sup>-1</sup>); N. AMON.: nitrogênio amoniacal (mg L<sup>-1</sup>); <sup>2</sup>EFA: efluente do filtro anaeróbio; <sup>3</sup>EZR: efluente da zona de raízes; <sup>4</sup>Eficiência percentual (EP) de remoção da carga do atributo, calculada pela equação  $EP(\%) = 100 \times [(CE \times QE) - (CS \times QS)] / (CE \times QE)$ ; em que CE: concentração do atributo no esgoto antes da zona de raízes; QE: vazão diária de entrada; CS: concentração do atributo no esgoto após a zona de raízes; QS: vazão diária de saída considerando a evapotranspiração do sistema; <sup>5</sup>Média geral de saída; <sup>6</sup>CV: coeficiente de variação; <sup>7</sup>Agrupamento: médias seguidas por mesma letra na vertical não diferem entre si pelo teste de Tukey-Kramer, a 5% de probabilidade.

O pH dos efluentes das unidades de zona de raízes oscilou bastante durante o período verificado, mas manteve próximo da média (Figura 13).



**Figura 13** Desempenho das unidades zona de raízes referente ao parâmetro potencial hidrogeniônico, verificado durante o período do experimento na estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EEC/UFG.

Destaca-se que o pH influencia a maioria das reações físico-químicas que ocorrem nos sistemas zona de raízes, como na dissociação das formas ionizadas e não ionizadas de ácidos e bases, além de controlar a solubilidade de muitos gases. Os íons hidrogênio também fazem parte do conteúdo total de cátions das áreas alagadas e são ativos nos processos de trocas catiônicas com os sedimentos e solos destas áreas (KADLEC; KNIGHT, 1996).

O pH ótimo para o crescimento bacteriano é entre 6,5 e 7,5, sendo essa faixa preferencial para bactérias desnitrificantes, enquanto que as bactérias nitrificantes preferem pH igual ou maior que 7,2 (METCALF; EDDY, 2003).

Valor similar foi encontrado por Sezerino *et al.* (2005), que observaram um pH de 7,0 no efluente do sistema de fluxo horizontal sub-superficial implantado em Florianópolis-SC, utilizando substrato areia, vegetado com taboa (*Typha* spp) e TDH de 3,9 dias. Diferente do pH obtido por Almeida (2005, 2007), que foi de 6,81 no efluente do sistema vegetado com Lírio do Brejo (*Hedychium coronarium*), preenchido com substrato areia e TDH de 4,09 dias.

Num sistema de fluxo sub-superficial vertical vegetado com taboa (*Typha* spp) e TDH de 4,6 dias, Abrantes (2009), utilizando substratos sobrepostos na sequência brita # 3, brita # 1, areia e brita # 1, constatou o pH de 6,7 nas condições climáticas de Goiânia, GO.

Chagas (2008), utilizando brita # 0 em sistemas zona de raízes de fluxo horizontal sub-superficial implantados na UFV, em Viçosa, MG, vegetado com Lírio Amarelo (*Hammerocallis flava*) e TDH de 3,9 dias, constatou o pH de 7,2 no efluente do sistema. Meira *et al.* (2001), que utilizando brita # 0 num sistema de fluxo sub-superficial vegetado com taboa (*Typha* spp) constataram o pH de 7,5 e 7,6 com um TDH de 5 e 10 dias, respectivamente, nas condições climáticas de Campina Grande, PB, similares ao valor encontrado no presente trabalho (7,2) na unidade preenchida com brita # 0.

As unidades de zona de raízes tendem a neutralizar o pH durante a passagem do fluxo pelo leito, mas esse mecanismo ainda não é claro. Sistemas no pós-tratamento de efluentes sépticos e primários, onde a produção de ácidos orgânicos torna o pH do meio ácido, o esgoto é neutralizado em torno da faixa 7,0 a 7,4 (KADLEC; BURGOON; HENDERSON, 1997; KASEVA, 2004).

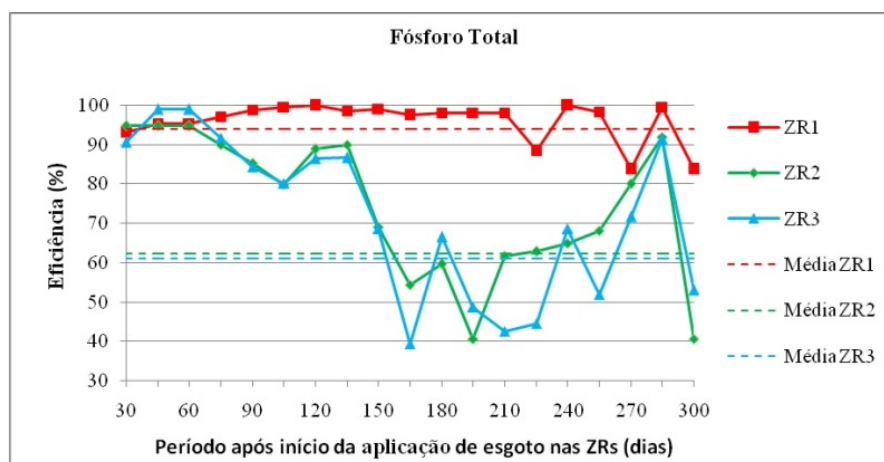
Já o valor médio do fósforo total no efluente foi de 0,5 mg L<sup>-1</sup> na ZR1, 3,5 mg L<sup>-1</sup> na ZR2 e 3,7 mg L<sup>-1</sup> na ZR3 (Tabela 8). A Resolução Conama n° 357 (CONAMA, 2005) e o Decreto Goiano n° 1.745 (GOIÁS, 1979), que dispõe as condições e padrões de lançamento de efluentes não fazem referência aos limites de fósforo total nos efluentes.

As ZR2 e ZR3 tiveram comportamentos semelhantes durante o experimento, com queda na eficiência até os 180 dias, e a partir de então oscilações consideráveis até o final do experimento, porém, mantendo uma eficiência padrão. A queda na eficiência pode estar relacionada ao período chuvoso, contemplado nos 180 dias iniciais do experimento. Em contrapartida, as oscilações podem estar ligadas as variações de temperatura promovidas pelo período seco (Figura 14). Ressaltando que fatores climáticos influenciam diretamente no comportamento de sistemas zona de raízes.

A ZR1 apresentou eficiência constante até os 210 dias após início da aplicação de esgoto, onde, iniciou uma oscilação que permaneceu até o final do experimento (Figura 14). A mudança de comportamento e queda da eficiência ocorrida aos 210 dias, possivelmente, foi ocasionada pela saturação do substrato e início da liberação de fosfato adsorvido. De acordo com Arias; Del Bubba e Brix (2001), os maiores responsáveis pela redução das concentrações de fosfatos no efluente são as reações de adsorção e precipitação que ocorrem quando da presença no material filtrante de minerais como o cálcio, alumínio e o ferro. Os autores ainda afirmam que a adsorção e retenção de fósforo é indiretamente afetada pela temperatura e diretamente influenciado pelos valores de pH e potenciais redox. Diante de tal fato, Sezerino (2005) pressupôs que areias comerciais possuem baixos teores dos minerais citados, o potencial de adsorção é baixo, permitindo assim a liberação de fosfatos adsorvidos ao longo do tempo.

A redução média percentual de fósforo total foi de 93,9% na ZR1, 62,4% na ZR2 e 61,0% na ZR3 (Tabela 8), considerando a evapotranspiração do sistema. A menor redução percentual do fósforo total no efluente da ZR1 ocorreu aos 270 e 300 dias após início da aplicação do esgoto com 83,7% e a maior ocorreu aos 120 e 240 dias com 99,9%. Na ZR2 a menor redução percentual do fósforo total ocorreu aos 195 e 300 dias após início da aplicação do esgoto com 40,6% e a maior ocorreu de 30 a 60 dias com 94,7%. Já na ZR3 a menor redução percentual ocorreu aos 165 dias após início da aplicação do esgoto com 39,4% e a maior ocorreu aos 450 e 60 dias com 98,9% (Figura 14).

Houve diferença significativa entre ZR1 e os demais tratamentos na redução do fósforo total, onde a areia proporcionou maior eficiência na remoção de fósforo por possuir poder de adsorção do poluente maior que a brita # 0 e a brita # 1. De acordo com Zanella (2008), as britas possuem maior poder de remoção de fósforo por meio da sedimentação e precipitação, pois esse substrato tem baixa capacidade de adsorção e maior mecanismo fica com a absorção pela vegetação.



**Figura 14** Desempenho das unidades zona de raízes referente ao parâmetro fósforo total, verificado durante o período do experimento na estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG. Goiânia, GO. 2011.

Souza; Van Haandel e Guimarães (2001) verificaram brusco decaimento da eficiência de remoção do fósforo após o 8º mês de operação de um sistema de fluxo sub-superficial horizontal implantado em Campina Grande, PB, utilizando substrato areia, vegetado com *Junco*. Fato similar ao ocorrido no presente estudo, que houve um decaimento na eficiência da unidade preenchida com areia após os 210 dias (7º mês). Sezerino (2005) observou que somente nos três primeiros meses de operação houve remoção deste parâmetro no efluente final do sistema de fluxo sub-superficial horizontal implantado em Florianópolis-SC utilizando substrato areia, vegetado com taboa (*Typha* spp) e TDH de 3,9 dias.

Souza *et al.* (2004), durante o período de três anos acompanharam o desempenho de um sistema zona de raízes preenchido com areia e vegetado *Junco*, com TDH de 10,1 dias, em Campo Grande-PB. No primeiro ano de operação, a remoção foi de 90%, decaindo substancialmente nos anos seguintes, chegando, inclusive, em alguns dias, a produzir efluente com concentração de fósforo maior que a do afluente. Já no terceiro ano, a eficiência de remoção foi a mais baixa. Segundo os autores, a remoção de fósforo em sistemas zonas de raízes ocorre pela precipitação química, pela adsorção, pela assimilação dos vegetais e biofilmes formados no substrato e no sistema radicular da vegetação. O fósforo solúvel é facilmente absorvido pelos sistemas radiculares das plantas aquáticas. Já a fração pouco solúvel associa-se ao ferro, ao alumínio e ao cálcio, tornando-se pouco assimilável pela planta, bem como pelos microrganismos.

Akratos e Tsihrintzis (2007) ao avaliar um sistema de bancada de fluxo horizontal vegetado com taboa (*Typha* spp) e preenchido com brita # 0, na Grécia, obtiveram eficiência no parâmetro fósforo total de 37,3%, 77,8% e 87,5% para temperaturas acima de 15° C com TDH de 6, 8 e 20 dias, respectivamente, superior ao encontrado no presente trabalho (62,4%), levando em consideração que o presente estudo foi realizado em temperaturas acima de 15° C e TDH de 11,9 dias.

Meira *et al.* (2001), obtiveram uma redução de 46,9% e 48,6% com um TDH de 5 e 10 dias, respectivamente, utilizando brita # 0, num sistema de fluxo sub-superficial vegetado com taboa (*Typha* spp), nas condições climáticas de Campina Grande, PB; inferior ao observado no presente trabalho que foi de 62,4% na unidade preenchida com brita # 0 e TDH de 11,9 dias. A autora relata que percentagens maiores poderiam ser alcançadas se o substrato fosse solo ou se aplicasse o efluente no solo, pois os componentes argilosos deste, assim como os óxidos de ferro e de alumínio, os componentes de cálcio e o pH favorecem a adsorção do fósforo.

Zanella (2008), ao avaliar um sistema de fluxo sub-superficial vegetado com papiro, preenchido com brita # 1 e TDH de 1,5 dias, alcançou uma eficiência de 27,7% na redução do fósforo total, em Campinas, SP, inferior à encontrada no presente estudo que foi de 61,0%, considerando o TDH de 11,6 dias na zona de raízes preenchida com brita # 1.

Segundo Kadlec e Knight (1996) e Arias; Del Bubba e Brix (2001), os mecanismos de retenção do fósforo incluem processos físicos, químicos e biológicos, envolvendo fenômenos de precipitação, sedimentação e, principalmente, adsorção. O mecanismo de remoção consiste na incorporação do fósforo na biomassa das macrófitas.

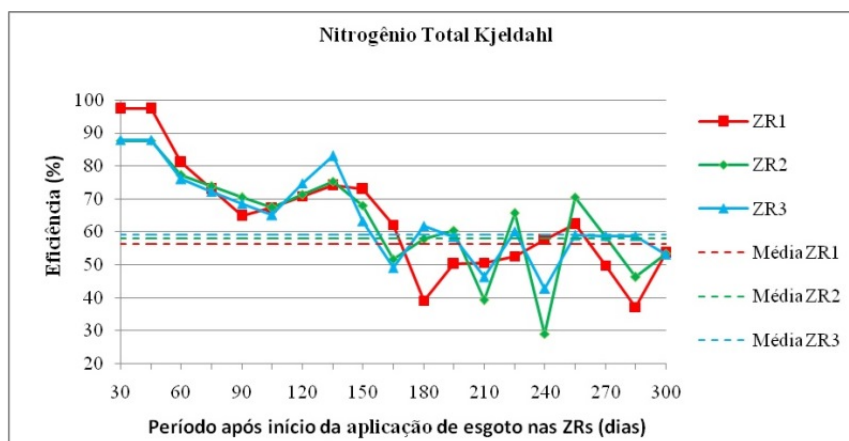
Souza e Bernardes (1996), ao utilizar três leitos cultivados em série, utilizando britas de 40mm a 50mm no primeiro leito, britas de 25 mm a 35 mm no segundo leito e britas de 10 mm a 20 mm no terceiro leito, vegetados com taboa (*Typha* spp) e TDH de 2,4 dias, alcançaram eficiência de 40% no parâmetro fósforo.

Salero Junior (2008) observou um aumento de 6,4% na concentração de fósforo num sistema vegetado com Junco, utilizando como substrato pedregulho e TDH de 8,8 horas. O autor considerou que tal aumento pode ser causado por:

- Ciclo de vida das macrófitas: ao morrerem, as plantas sofrem decomposição natural e liberam fósforo para o meio.
- Liberação de fósforo pelo substrato: os componentes do substrato (areia, brita, pedregulho e palha de café) podem liberar elementos químicos, inclusive fósforo, para o sistema.
- Concentração da variável: que ocorre devido à perda de água por evaporação e evapotranspiração, uma vez que a estação opera a céu aberto.
- Tempo de detenção hidráulica: o tempo de detenção pode ter sido insuficiente para a redução de fósforo.

De acordo com Gottschall *et al.* (2007), pode-se obter entre 3% e 60% de remoção de fósforo dependendo da espécie usada, do tipo de tratamento, das taxas de nutrientes e do consumo de nutriente pela planta. A liberação de oxigênio pelas raízes pode aumentar a capacidade de adsorção do fósforo por meio dos substratos (VAN DE MOORTELT *et al.*, 2009).

Já na eficiência da remoção de nitrogênio total Kjeldahl, as unidades de zona de raízes estudadas apresentaram comportamentos semelhantes no decorrer do experimento. Assim como em outros atributos deste trabalho, este apresentou diferentes comportamentos antes e após os 180 dias de funcionamento, com queda brusca da eficiência até os 180 dias, posteriormente, apresentou uma eficiência padrão até o final do experimento. Conforme discutido anteriormente, fatores climáticos influenciam diretamente no comportamento de sistemas zona de raízes, assim, a queda na eficiência pode estar relacionada ao período chuvoso, visto nos 180 dias iniciais do experimento. Por outro lado, o período seco promoveu um padrão típico da eficiência deste sistema, com oscilações consideráveis, mas dentro da média (Figura 10).



**Figura 10** Desempenho das unidades zona de raízes referente ao parâmetro nitrogênio total Kjeldahl, verificado durante o período do experimento na estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EEC/UFG.

Considerando a evapotranspiração do sistema, as unidades ZR1, ZR2 e ZR3, alcançaram a eficiência média percentual de 56,2%, 57,9% e 59,2%, respectivamente (Tabela 8). A eficiência mínima alcançada pela ZR1 na remoção deste atributo foi de 37,2% aos 285 dias após início da aplicação do esgoto e máxima de 97,3% aos 30 e 45 dias. Na ZR2 eficiência mínima foi de 29,1% aos 240 dias após início da aplicação do esgoto e máxima de 87,7% aos 30 e 45 dias. Já na ZR3 a eficiência mínima foi de 42,8% aos 240 dias após início da aplicação do esgoto e máxima de 87,9% aos 30 e 45 dias (Figura 10). Não houve diferença significativa entre os tratamentos para este parâmetro.

O valor médio geral de saída do nitrogênio total Kjeldahl foi de 46,3 mg L<sup>-1</sup>, 49 mg L<sup>-1</sup> e 47,1 mg L<sup>-1</sup> para ZR1, ZR2 e ZR3, respectivamente (Tabela 8). A Resolução Conama n° 357 (CONAMA, 2005) e o Decreto Goiano n° 1.745 (GOIÁS, 1979), que dispõe as condições e padrões de lançamento de efluentes não fazem referência aos limites de nitrogênio total Kjeldahl.

Outro fator que supostamente interferiu na queda e oscilações da eficiência foi o ciclo da planta. O padrão de captação de nitrogênio é muito variável entre as plantas, pois dependem da forma que apresenta o composto, que podem ser absorvidos como nitritos, íons de amônia e nitratos, que são as formas predominantes (SANTOS, 1979<sup>1</sup>, citado por BONNET, 1997). Segundo Souza *et al.* (2004), na fase de envelhecimento a planta não absorve nutrientes com a mesma proporção da sua fase de crescimento. Os autores observaram uma diminuição considerável na eficiência ao acompanharem o desempenho de um sistema no município de Campina Grande, PB, preenchido com areia e vegetado Junco, com TDH de 10,1 dias. No início de operação, a remoção ficou próxima de 84,48% e depois foi decaindo. Fato semelhante ao ocorrido no presente trabalho, que no início da operação o sistema alcançou uma eficiência de 97,3% na unidade preenchida com areia e ao decorrer do experimento esta eficiência foi decaindo.

Em um sistema de bancada de fluxo horizontal vegetado com taboa (*Typha* spp) e preenchido com brita # 0, na Grécia, Akratos e Tsihrintzis (2007) obtiveram eficiência no parâmetro nitrogênio total Kjeldahl de 44,8%, 80,2%, 78,9% e 85,9% com TDH de 6, 8, 14 e 20 dias, respectivamente, para temperaturas acima de 15° C, superior ao encontrado no presente trabalho (57,9%), levando em consideração que o presente estudo foi realizado em temperaturas acima de 15° C e TDH de 11,9 dias.

Souza e Bernardes (1996) ao utilizar três leitos cultivados em série, utilizando britas de 40 mm a 50 mm no primeiro leito, britas de 25 mm a 35 mm no segundo leito e britas de 10 mm a 20 mm no terceiro leito, vegetados com taboa (*Typha* spp) e TDH de 2,4 dias, alcançaram eficiência de 54,3% de nitrogênio total Kjeldahl.

Brasil *et al.* (2005), ao avaliar um sistema de fluxo sub-superficial horizontal, vegetado com taboa (*Typha* spp), preenchido com brita # 0 e TDH de 3,8 dias, alcançaram uma eficiência de 57%, nas condições climáticas de Viçosa, MG, similar ao obtido no presente trabalho (57,9%), com TDH de 11,9 dias.

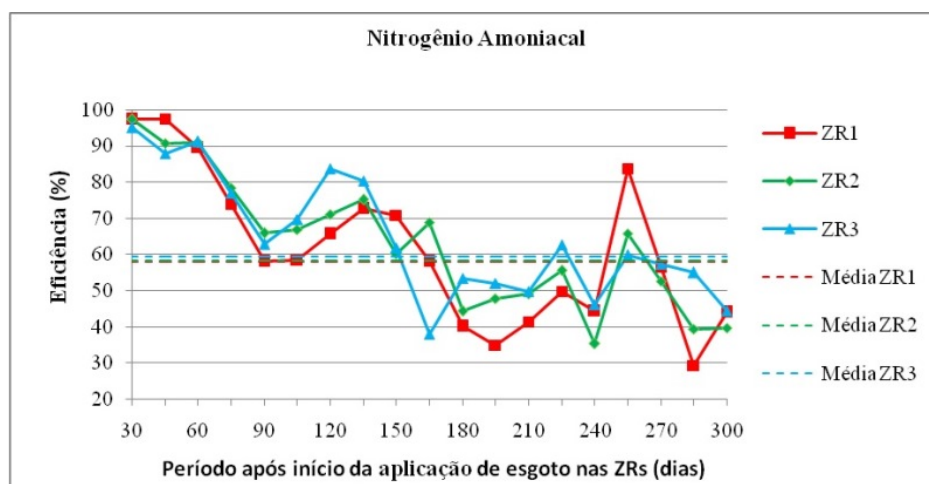
Já o valor médio do nitrogênio amoniacal foi de 33 mg L<sup>-1</sup> na ZR1, 36 mg L<sup>-1</sup> na ZR2 e 35 mg L<sup>-1</sup> na ZR3 (Tabela 8), acima dos limites estabelecidos pela Resolução Conama n° 357, que é de 20 mg L<sup>-1</sup> (CONAMA, 2005), porém, a Resolução Conama n° 397 determina que o parâmetro nitrogênio amoniacal não mais será aplicável para efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários (CONAMA, 2008).

Houve uma redução média percentual do nitrogênio amoniacal de 58,2% na ZR1, 58,3% na ZR2 e 59,5% na ZR3 (Tabela 8), considerando a evapotranspiração do sistema. A redução mínima percentual do nitrogênio amoniacal foi de 29,3% aos 180 dias após início da aplicação do esgoto na ZR1, 35,4% aos 240 dias após início da aplicação do esgoto na ZR2 e 38% aos 165 dias após início da aplicação do esgoto na ZR3. A redução máxima percentual do nitrogênio amoniacal foi de 97,4% aos 30 dias após início da aplicação do esgoto na ZR1, 97,4% aos 30 dias após início da aplicação do esgoto na ZR2 e 95,1% aos 30 dias após início da aplicação do esgoto na ZR3 (Figura 11). Não houve diferença significativa entre os tratamentos para este parâmetro.

O comportamento da eficiência na remoção do nitrogênio amoniacal foi semelhante ao comportamento de nitrogênio total Kjeldahl, com semelhança de comportamento entre as unidades caracterizado por queda brusca da eficiência até os 180 dias e após esse período apresentou eficiência padrão até o final do

<sup>1</sup> SANTOS, H. F. Aplicação do lodo de estação de tratamento de esgoto em solos agrícolas. **Revista DAE**. São Paulo, 1979. p. 31-48.

experimento. A princípio, os motivadores dessa mudança de comportamento são os mesmos relatados anteriormente, transição do período chuvoso para o período seco (Figura 11).



**Figura 11** Desempenho das unidades zona de raízes referente ao parâmetro nitrogênio amoniacal, verificado durante o período do experimento na estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EEC/UFG.

De acordo com Kadlec e Knight (1996), diferentes são os processos de remoção do nitrogênio amoniacal da fração líquida nos sistemas zona de raízes, destacando-se a incorporação na biomassa vegetal, a adsorção ao material filtrante e, com mais ênfase, a nitrificação seguida da desnitrificação.

Segundo Brix (1994b), a remoção de nitrogênio em sistemas zona de raízes de fluxo sub-superficial é geralmente cerca de 30% a 40%, inferiores aos do presente estudo .

Almeida (2005, 2007), utilizando o substrato areia num sistema vegetado com Lírio do Brejo (*Hedychium coronarium*) e TDH de 4,09 dias, obteve eficiência de 53,46%, nas condições climáticas de Goiânia, GO, similar à encontrada neste trabalho que foi de 58,2% na unidade preenchida com areia e TDH de 12,3 dias. Souza *et al.* (2000) alcançaram uma eficiência maior, ao avaliar um sistema preenchido com areia, vegetado com Junco e TDH de 10 dias, em Campina Grande, PB, com eficiência de 86%. Já Sezerino *et al.* (2005), em um sistema de fluxo sub-superficial horizontal implantado em Florianópolis-SC utilizando substrato areia, vegetado com taboa e TDH de 3,9 dias, obtiveram uma eficiência de 16% de nitrogênio amoniacal.

Akratos e Tsihrintzis (2007) ao avaliarem um sistema de bancada de fluxo horizontal vegetado com taboa (*Typha* spp) e preenchido com brita # 0, na Grécia, obtiveram eficiência de redução de nitrogênio amoniacal de 19,1%, 77,9%, 74,9% e 87,5% com TDH de 6, 8, 14 e 20 dias, respectivamente, para temperaturas acima de 15° C, superior ao do presente trabalho (58,3%), levando em consideração que foi realizado em temperaturas acima de 15° C e TDH de 11,9 dias.

Meira *et al.* (2001), obtiveram uma redução de 67,3% e 77,9% com um TDH de 5 e 10 dias, respectivamente, utilizando brita # 0 num sistema de fluxo sub-superficial vegetado com taboa (*Typha* spp) nas condições climáticas de Campina Grande, PB. Segundo a autora, o nitrogênio amoniacal pode ter sido removido por volatilização ou consumo (absorção radicular), provavelmente ocorreu o segundo processo, visto que o pH em torno de 7 não estimulou a formação de  $NH_3$  e sim  $NH_4^+$ . Possível ação pode ter ocorrido no presente estudo, uma vez que o pH esteve próximo da neutralidade. Segundo Nogueira (2003), Almeida (2005) e Sezerino (2006) a volatilização da amônia é desprezível quando os valores do pH do meio estiverem abaixo de 7,5.

Zanella (2008), ao avaliar um sistema de fluxo sub-superficial vegetado com papiro, preenchido com brita # 1 e TDH de 1,5 dias, alcançou uma eficiência de 29,38% na redução do nitrogênio amoniacal, em Campinas, SP, inferior à encontrada neste estudo que foi de 59,5%, considerando o TDH de 11,6 dias na zona de raízes preenchida com brita # 1.

Abrantes (2009) utilizando substratos sobrepostos na sequência brita # 3, brita # 1, areia e brita # 1 em um sistema de fluxo sub-superficial vertical vegetado com taboa (*Typha* spp) e TDH de 4,6 dias, alcançou uma

eficiência de 69,3% na redução do nitrogênio amoniacal, em Goiânia, GO. Num sistema com as mesmas características, utilizando como vegetação o caníço, a autora observou uma redução de 53,6% neste parâmetro. De acordo com a autora, uma das ações influenciadoras na remoção de nitrogênio amoniacal é a oxigenação do meio pelas plantas, onde as bactérias nitrificantes utilizam este oxigênio para oxidar o nitrogênio amoniacal durante a nitrificação.

### Sólidos Totais, Sólidos Totais Fixos e Sólidos Suspensos

O valor médio geral de saída e a eficiência percentual estão apresentados na Tabela 9.

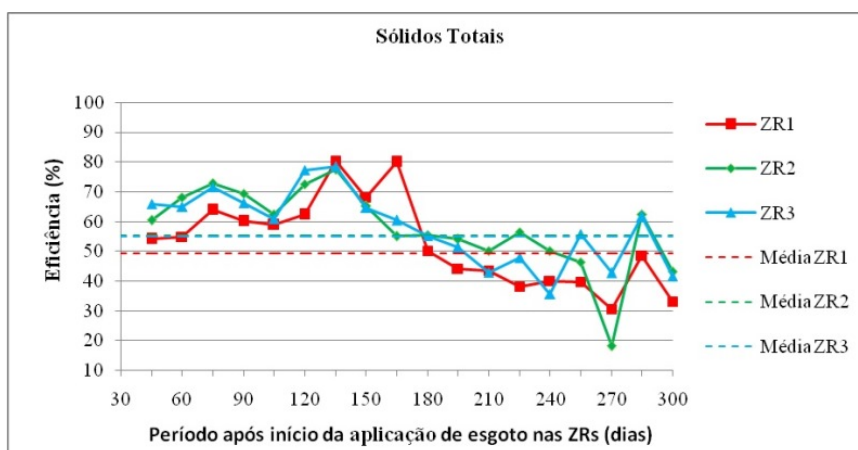
Os sólidos totais dos efluentes das unidades de zona de raízes apresentaram comportamentos da eficiência semelhantes. A eficiência das unidades oscilou consideravelmente, mas manteve um padrão até os 180 dias, quando apresentou queda da eficiência até o fim do experimento (Figura 12). A remoção dos sólidos totais ocorre por meio da sedimentação, filtração pelas raízes das plantas, assimilação pelas macrófitas e pela microbiota, adsorção ao substrato, precipitação e co-precipitação com componentes insolúveis e oxidação pelos microrganismos (CUNHA, 2006).

Houve uma redução média percentual dos sólidos totais dos efluentes de 49,2% na ZR1, 55,4% na ZR2 e 55% na ZR3 (Tabela 9), considerando a evapotranspiração do sistema. A redução mínima percentual dos sólidos totais foi de 30,6% aos 270 dias após início da aplicação do esgoto na ZR1, 18,1% aos 270 dias na ZR2 e 35,6% aos 240 dias na ZR3. A redução máxima percentual dos sólidos totais foi de 80,4% aos 135 dias após início da aplicação do esgoto na ZR1, 77,5% aos 135 dias na ZR2 e 78,5% aos 135 dias na ZR3 (Figura 12). Houve diferença significativa entre ZR1 e os demais tratamentos na redução dos sólidos totais, sendo a ZR2, preenchida com substrato brita # 0, a mais eficiente.

**Tabela 9** Valores<sup>1</sup> médios de entrada do esgoto (EFA)<sup>2</sup>, valores médios de saída (EZR)<sup>3</sup>, média de eficiência percentual (EP)<sup>4</sup>, verificados no tratamento de esgoto sanitário por zona de raízes, com diferentes substratos.

TRATAMENTO	ST <sup>1</sup>			STF <sup>1</sup>			SS <sup>1</sup>		
	EFA <sup>2</sup>	EZR <sup>3</sup>	EP <sup>4</sup>	EFA <sup>2</sup>	EZR <sup>3</sup>	EP <sup>4</sup>	EFA <sup>2</sup>	EZR <sup>3</sup>	EP <sup>4</sup>
<b>ZR1: Areia</b>		353	49,2 b		295	26,1 b		43,0	86,2 b
<b>ZR2: Brita # 0</b>	470	341	55,4 a	270	258	41,2 a	210	18,0	94,7 a
<b>ZR3: Brita # 1</b>		351	55,0 a		273	39,6 a		15,0	96,0 a
<b>MÉDIA<sup>5</sup></b>		348	53,2		275	35,6		25,3	92,3
<b>CV<sup>6</sup></b>		12,2			28,3			8,1	

<sup>1</sup>Parâmetro: ST: sólidos totais (mg L<sup>-1</sup>); STF: sólidos totais fixos (mg L<sup>-1</sup>); SS: sólidos suspensos (mg L<sup>-1</sup>); <sup>2</sup>EFA: efluente do filtro anaeróbio; <sup>3</sup>EZR: efluente da zona de raízes; <sup>4</sup>Eficiência percentual (EP) de remoção da carga do atributo, calculada pela equação  $EP(\%) = 100 \times [(CE \times QE) - (CS \times QS)] / (CE \times QE)$ ; em que CE: concentração do atributo no esgoto antes da zona de raízes; QE: vazão diária de entrada; CS: concentração do atributo no esgoto após a zona de raízes; QS: vazão diária de saída considerando a evapotranspiração do sistema; <sup>5</sup>Média geral de saída; <sup>6</sup>CV: coeficiente de variação; <sup>7</sup>Agrupamento: médias seguidas por mesma letra na vertical não diferem entre si pelo teste de Tukey-Kramer, a 5% de probabilidade.



**Figura 12** Desempenho das unidades zona de raízes referente ao parâmetro sólidos totais, verificado durante o período do experimento na estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EEC/UFG.

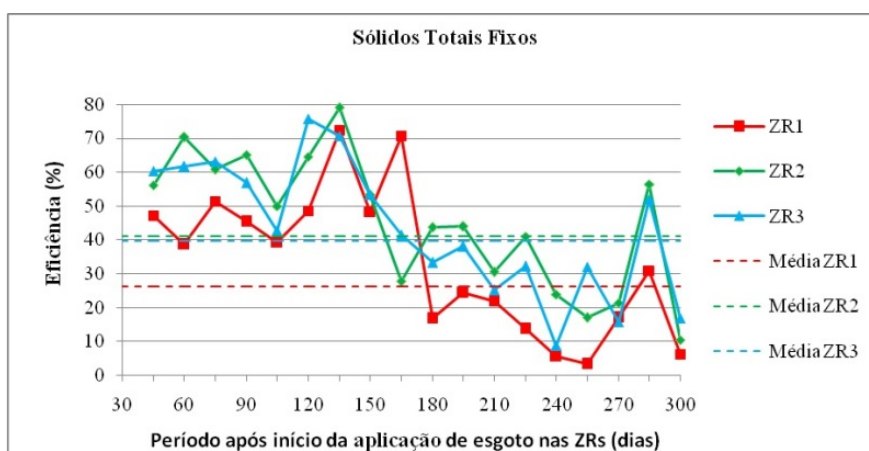
\*Períodos ausentes de dados em que não houve análises laboratoriais.

O valor médio dos sólidos totais foi de 353 mg L<sup>-1</sup> na ZR1, 341 mg L<sup>-1</sup> na ZR2 e 351 mg L<sup>-1</sup> na ZR3 (Tabela 8). A Resolução Conama n° 357 (CONAMA, 2005) e o Decreto Goiano n° 1.745 (GOIÁS, 1979), que dispõe as condições e padrões de lançamento de efluentes não preconizam padrões de sólidos totais em efluentes.

Abrantes (2009), utilizando substratos sobrepostos na sequência brita # 3, brita # 1, areia e brita # 1 em um sistema de fluxo sub-superficial vertical vegetado com taboa e TDH de 4,6 dias, observou um aumento de 12,9% de sólidos totais, em Goiânia, GO. Num sistema com as mesmas características, utilizando como vegetação o caniço, a autora obteve uma redução de 0,4%.

Almeida (2005, 2007), utilizando o substrato areia num sistema vegetado com Lírio do Brejo e TDH de 4,09 dias, obteve eficiência de 9,17% na redução de sólidos totais, nas condições climáticas de Goiânia, GO. Santos, Oliveira e Ide (2007) ao avaliar um sistema sub-superficial vegetado com *Cyperus isocladius*, *Hedychium coronarium* e *Heliconia psittacorum* preenchido com areia e TDH de 3 dias, alcançaram uma eficiência de 22,7% na redução de sólidos totais, em Campo Grande, MS, inferiores aos encontrados neste trabalho que foi de 49,2%, salientando que o TDH do presente estudo foi de 12,3 dias na unidade preenchida com areia.

Os sólidos totais fixos apresentaram comportamentos da eficiência semelhantes aos sólidos totais, com comportamento similar entre as unidades e grandes oscilações, mantendo o padrão da eficiência até os 180 dias, e posteriormente queda da eficiência até o fim do experimento (Figura 13).



**Figura 13** Desempenho das unidades zona de raízes referente ao parâmetro sólidos totais fixos, verificado durante o período do experimento na estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EEC/UFG.

\*Períodos ausentes de dados em que não houve análises laboratoriais.

Já o valor médio para sólidos totais fixos foi de, respectivamente, 295 mg L<sup>-1</sup>, 258 mg L<sup>-1</sup> e 273 mg L<sup>-1</sup> para ZR1, ZR2 e ZR3 (Tabela 9). A Resolução Conama n° 357 (CONAMA, 2005) e o Decreto Goiano n° 1.745 (GOIÁS, 1979), não estabelecem limites para este atributo em efluentes.

Considerando a evapotranspiração do sistema, houve uma redução média percentual de sólidos totais fixos de 26,1%, 41,2% e 39,6% para ZR1, ZR2 e ZR3, respectivamente (Tabela 9). A redução mínima percentual dos sólidos totais fixos foi de 3,3% aos 270 dias após início da aplicação do esgoto na ZR1, 10,4% aos 300 dias após início da aplicação do esgoto na ZR2 e 8,8% aos 240 dias após início da aplicação do esgoto na ZR3. A redução máxima percentual dos sólidos totais fixos foi de 72,4% aos 135 dias após início da aplicação do esgoto na ZR1, 79% aos 135 dias após início da aplicação do esgoto na ZR2 e 75,7% aos 120 dias após início da aplicação do esgoto na ZR3 (Figura 13). Houve diferença significativa entre ZR1 e os demais tratamentos na redução de sólidos totais fixos, sendo a ZR2, preenchida com substrato brita # 0, a que apresentou maior eficiência.

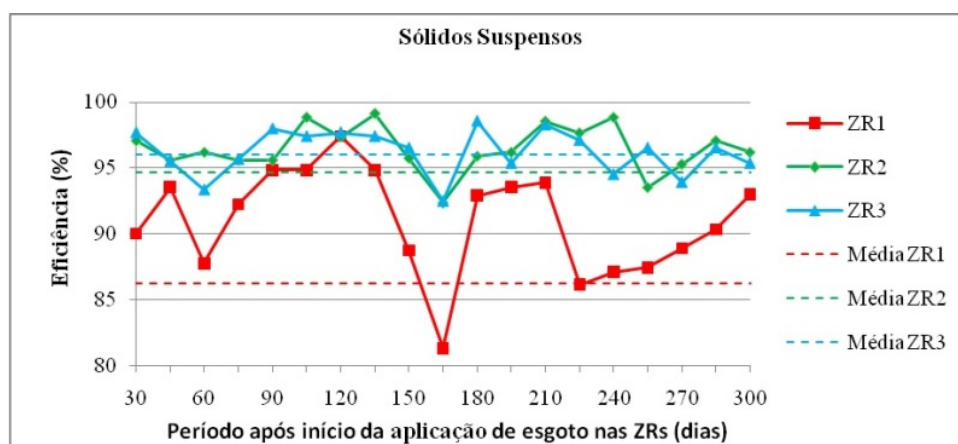
Almeida (2005, 2007), utilizando o substrato areia num sistema vegetado com Lírio do Brejo e TDH de 4,09 dias, observou um aumento de 26,11% na eficiência de sólidos totais fixos, em Goiânia, GO, inferior a obtida no presente trabalho que obteve uma redução de 26,1% na unidade preenchida com areia e TDH de 12,3 dias.

Abrantes (2009), utilizando substratos sobrepostos na sequência brita # 3, brita # 1, areia e brita # 1 em um sistema de fluxo sub-superficial vertical vegetado com taboa e TDH de 4,6 dias, observou um aumento de 50,7% na eficiência, em Goiânia, GO. Num sistema com as mesmas características, vegetado com caniço, a autora observou um aumento de 44%.

Já o valor médio dos sólidos suspensos foi de 43,0 mg L<sup>-1</sup>, 18,0 mg L<sup>-1</sup> e 15,0 mg L<sup>-1</sup> para ZR1, ZR2 e ZR3, respectivamente (Tabela 9). A Resolução Conama n° 357 (CONAMA, 2005) e o Decreto Goiano n° 1.745 (GOIÁS, 1979), que dispõe as condições e padrões de lançamento de efluentes não fazem referência aos limites de sólidos suspensos.

As unidades de zona de raízes tiveram oscilações da eficiência durante o período estudado, em especial a ZR1, que apresentou maiores oscilações. As ZR2 e ZR3 mantiveram um padrão de comportamento da eficiência do início ao fim do experimento (Figura 14).

As unidades ZR1, ZR2 e ZR3, alcançaram a eficiência média percentual de 86,2%, 94,7% e 96,0 %, respectivamente (Tabela 9). A eficiência mínima alcançada pela ZR1 na remoção deste atributo foi de 81,3% aos 165 dias após início da aplicação do esgoto e máxima de 97,4% aos 120 dias. Na ZR2 eficiência mínima foi de 92,4% aos 165 dias e máxima de 99,1% aos 135 dias. Já na ZR3 a eficiência mínima foi de 92,4% aos 165 dias após início da aplicação do esgoto e máxima de 98,6% aos 180 dias (Figura 14).



**Figura 14** Desempenho das unidades zona de raízes referente ao parâmetro sólidos suspensos, verificado durante o período do experimento na estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EEC/UFG.

Houve diferença significativa entre ZR1 e os demais tratamentos na redução de sólidos suspensos, sendo a ZR3 (substrato brita # 1), a que apresentou maior eficiência. Possivelmente, o preenchimento dos espaços vazios dos substratos areia tenha saturado estes leitos a ponto de promover a liberação de fragmentos, ocasionando a queda na eficiência.

Houve diferença significativa entre ZR1 e os demais tratamentos na redução de sólidos suspensos, sendo a ZR3 (substrato brita # 1), a que apresentou maior eficiência. Possivelmente, o preenchimento dos espaços vazios dos substratos areia tenha saturado estes leitos a ponto de promover a liberação de fragmentos, ocasionando a queda na eficiência.

Chagas (2008), utilizando brita # 0 em sistemas de fluxo horizontal sub-superficial implantados na UFV, em Viçosa-MG, vegetado com Lírio Amarelo (*Hemerocallis flava*) e TDH de 3,9 dias, alcançou uma eficiência de 72,4%, inferior ao encontrado no presente trabalho (94,7%). Brasil *et al.* (2005), ao avaliar um sistema de fluxo sub-superficial horizontal, vegetado com taboa (*Typha* spp), preenchido com brita # 0 e TDH de 3,8 dias, alcançaram uma eficiência de 91%, similar a obtida no presente trabalho (94,7%).

Zanella (2008), ao avaliar um sistema de fluxo sub-superficial vegetado com papiro, preenchido com brita # 1 e TDH de 1,5 dias, alcançou uma eficiência de 71,6%, em Campinas, SP, inferior à obtida no presente estudo que foi de 96,0% na ZR3 (brita # 1) e TDH de 11,6 dias. Mazzola, Roston e Valentim (2005) utilizando brita # 2 como substrato num sistema de fluxo vertical, atingiram valores de remoção de 81,4% para sólidos suspensos.

Foi observado em todos os parâmetros analisados, oscilações da eficiência durante o período do experimento, isso se deve, possivelmente, a vários fatores interferentes inerentes ao sistema, podendo ser citado como principais: mudança climática, mudanças nas concentrações dos poluentes do afluente, picos de vazão, dentre outros.

Parte da diferença dos valores obtidos pelos autores aqui citados e os obtidos no presente estudo pode ser atribuída ao feito da evapotranspiração do sistema, desconsiderada pelos autores e considerada neste trabalho. Assim, ressalta-se novamente, a importância da medição da evapotranspiração nos sistemas zona de raízes. Outro fator a ser observado refere-se à aplicação intermitente, que ao infiltrar no substrato tende a criar um gradiente de entrada de ar atmosférico, via convecção e difusão, ajudando a promover a oxidação do carbono e da amônia.

Para a maioria dos parâmetros analisados foi observada diferença de comportamento da eficiência antes e após os 180 dias de funcionamento do sistema, possivelmente, essa diferença de comportamento pode estar relacionada às mudanças climáticas. Nessa época terminava o período chuvoso e iniciava o período seco. Também pode estar relacionado ao desenvolvimento das plantas. Logo após o estabelecimento das plantas ocorre um crescimento vigoroso, com consequente assimilação e acúmulo de nutrientes nos tecidos vegetais. Depois, com a estabilização do crescimento, ocorre uma diminuição no nível da atividade vegetal, estabilizando também a eficiência. Por fim, muitos poluentes são adsorvidos na matriz do substrato, que com o passar do tempo pode ficar saturado, reduzindo a eficiência na remoção.

### **Desempenho Global do Sistema**

As concentrações dos atributos do afluente bruto, dos atributos do efluente dos leitos das zonas de raízes e as eficiências percentuais globais de remoção das cargas poluidoras (concentração vezes volume) do sistema geral (tanque séptico, filtro anaeróbio e zonas de raízes) são apresentadas na Tabela 10.

**Tabela 10** Valores<sup>1</sup> médios de entrada do esgoto bruto (EB)<sup>2</sup>, valores médios de saída (EZR)<sup>3</sup>, média de eficiência percentual global (EPG)<sup>4</sup> e agrupamento<sup>5</sup>, verificados no tratamento de esgoto sanitário por zona de raízes precedida de tanque séptico e filtro anaeróbio.

TRATAMENTO	DBO <sup>1</sup>			DQO <sup>1</sup>			CT <sup>1</sup>		
	EB <sup>2</sup>	EZR <sup>3</sup>	EPG <sup>4</sup>	EB <sup>2</sup>	EZR <sup>3</sup>	EPG <sup>4</sup>	EB <sup>2</sup>	EZR <sup>3</sup>	EPG <sup>4</sup>
ZR1: Areia		7	98,3 a		60	95,9 a		5,8x10 <sup>3</sup>	99,9898 a
ZR2: Brita # 0	417	12	98,2 a	965	70	95,5 a	3,8x10 <sup>7</sup>	5,8x10 <sup>3</sup>	99,9906 a
ZR3: Brita # 1		12	98,2 a		73	95,5 a		1,8x10 <sup>4</sup>	99,9722 b

TRATAMENTO	pH <sup>1</sup>			FOSF. <sup>1</sup>			NTK <sup>1</sup>		
	EB <sup>2</sup>	EZR <sup>3</sup>	EPG <sup>4</sup>	EB <sup>2</sup>	EZR <sup>3</sup>	EPG <sup>4</sup>	EB <sup>2</sup>	EZR <sup>3</sup>	EPG <sup>4</sup>
ZR1: Areia		7,1	-		0,5	95,2 a		46,3	67,3 a
ZR2: Brita # 0	7,4	7,2	-	7,3	3,5	70,1 b	94	49,0	68,6 a
ZR3: Brita # 1		7,2	-		3,7	69,1 b		47,1	69,6 a

TRATAMENTO	N.AMON. <sup>1</sup>			ST <sup>1</sup>			STF <sup>1</sup>		
	EB <sup>2</sup>	EZR <sup>3</sup>	EPG <sup>4</sup>	EB <sup>2</sup>	EZR <sup>3</sup>	EPG <sup>4</sup>	EB <sup>2</sup>	EZR <sup>3</sup>	EPG <sup>4</sup>
ZR1: Areia		33	47,1 a		353	68,1 b		295	32,7 b
ZR2: Brita # 0	41	36	48,0 a	748	341	72,0 a	289	258	45,0 a
ZR3: Brita # 1		35	49,2 a		351	71,8 a		273	43,5 a

TRAT.	SS <sup>1</sup>		
	EB <sup>2</sup>	EZR <sup>3</sup>	EPG <sup>4</sup>
ZR1: Areia		43,0	87,3 b
ZR2: Brita # 0	229	18,0	95,2 a
ZR3: Brita # 1		15,0	96,3 a

<sup>1</sup>Parâmetro: DBO: demanda bioquímica de oxigênio (mgO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>); OD: oxigênio dissolvido (mgO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>); DQO: demanda química de oxigênio (mgO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>); CT: coliformes termotolerantes (NMP 100mL<sup>-1</sup>); pH: potencial hidrogeniônico; OG: óleos e graxas (mg L<sup>-1</sup>); FOSF.: fósforo total (mg L<sup>-1</sup>); NTK: nitrogênio total Kjeldahl (mg L<sup>-1</sup>); N. AMON.: nitrogênio amoniacal (mg L<sup>-1</sup>); ST: sólidos totais (mg L<sup>-1</sup>); STF: sólidos totais fixos (mg L<sup>-1</sup>); SS: sólidos suspensos (mg L<sup>-1</sup>); <sup>2</sup>EB: esgoto bruto; <sup>3</sup>EZR: efluente da zona de raízes; <sup>4</sup>Eficiência percentual (EP) de remoção da carga do atributo, calculada pela equação  $EP(\%) = 100 \times [(CE \times QE) - (CS \times QS)] / (CE \times QE)$ ; em que CE: concentração do atributo no esgoto bruto; CS: concentração do atributo no esgoto após a zona de raízes; QS: vazão diária de saída considerando a evapotranspiração do sistema; QE: vazão diária de entrada do sistema; <sup>5</sup>Agrupamento: médias seguidas por mesma letra na vertical não diferem entre si pelo teste de LSMEANS a 5% de probabilidade.

## CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado conclui-se que:

O sistema de tratamento do tipo zona de raízes de fluxo sub-superficial horizontal, precedido de tanque séptico e filtro anaeróbio mostrou-se eficiente no tratamento de esgoto sanitário gerado na unidade universitária da EEC/UFG com os três substratos de diferentes granulometrias.

Não houve diferença significativa entre as eficiências dos tratamentos na remoção dos atributos: DQO, nitrogênio total Kjeldahl e nitrogênio amoniacal. O tratamento ZR1 (substrato areia) foi mais eficiente na remoção da DBO e fósforo total; o tratamento ZR2 (substrato brita # 0) foi mais eficiente na remoção de coliformes termotolerantes, sólidos totais e sólidos totais fixos; e o tratamento ZR3 (substrato brita # 1) foi mais eficiente na remoção de sólidos suspensos.

O sistema obteve eficiência percentual do atributo coliformes termotolerantes inferior ao citado pela literatura pesquisada. Já os atributos DBO, DQO, sólidos totais, sólidos totais fixos e sólidos suspensos apresentaram eficiências percentuais superiores aos citados pela literatura pesquisada. O fósforo total, nitrogênio total Kjeldahl e nitrogênio amoniacal tiveram eficiências similares aos citados pela literatura pesquisada.

A eficiência do sistema e as concentrações dos atributos no efluente final atendem às Resoluções do Conama (CONAMA, 2005, 2008, 2011) e ao Decreto Goiano nº 1.745 de 1979 (GOIÁS, 1979) para lançamento de efluentes de estação de tratamento de esgotos em corpos receptores de Classe 2.

O leito preenchido com areia (ZR1) colmatou após dezoito meses do início de aplicação de esgoto no sistema. Os leitos preenchidos com brita # 0 (ZR2) e brita # 1 (ZR3) não colmataram durante o período do experimento.

Foi observado em todos os parâmetros analisados, oscilações da eficiência durante o período do experimento, isso se deve, possivelmente, a vários fatores interferentes inerentes ao sistema, podendo ser citado como principais: mudança climática, mudanças nas concentrações dos poluentes do afluente, picos de vazão, dentre outros.

Para a maioria dos parâmetros analisados foi observada diferença de comportamento da eficiência antes e após os 180 dias de funcionamento do sistema, possivelmente, essa diferença de comportamento pode estar relacionada às mudanças climáticas. Nessa época terminava o período chuvoso e iniciava o período seco. Também pode estar relacionado ao desenvolvimento das plantas. Logo após o estabelecimento das plantas ocorre um crescimento vigoroso, com consequente assimilação e acúmulo de nutrientes nos tecidos vegetais. Depois, com a estabilização do crescimento, ocorre uma diminuição no nível da atividade vegetal, estabilizando também a eficiência. Por fim, muitos poluentes são adsorvidos na matriz do substrato, que com o passar do tempo pode ficar saturado, reduzindo a eficiência na remoção.

A adoção do sistema de tratamento de esgotos do tipo zona de raízes como parte do saneamento básico do Estado e/ou do País, poderia trazer grandes benefícios ao ambiente e contribuiria de forma decisiva no cumprimento do dever de melhorar a qualidade dos recursos hídricos, deixando aos nossos descendentes os recursos da água, do solo e do ar tão puros e despoluídos como nos tempos remotos.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 7181: solo – análise granulométrica: método de ensaio. Rio de Janeiro, 1984.
2. \_\_\_\_\_. NBR 7229: projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos: procedimento. Rio de Janeiro, 1993.
3. \_\_\_\_\_. NBR 6502: rochas e solos: terminologia. Rio de Janeiro, 1995.
4. \_\_\_\_\_. NBR 13969: tanques sépticos – unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – projetos, construção e operação: procedimento. Rio de Janeiro, 1997.
5. ABRANTES, L. L. M. Eficiência de espécies vegetais no tratamento de esgoto sanitário por zona de raízes. Goiânia, GO: 2009. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Escola de Engenharia Civil – Universidade Federal de Goiás, 2009. 138 p.
6. AISSE, M. M.; JÜRGENSEN, D.; LOBATO, M. B.; ALÉM SOBRINHO, P. Avaliação do sistema reator RALF e flotação por ar dissolvido, no tratamento de esgoto sanitário. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21, João Pessoa, 2001. Anais... Rio de Janeiro, ABES, 2001. 8 p. (II – 049).
7. AKRATOS, C. S.; TSIHRINTZIS, V. A. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v. 29, p. 173-191, 2007.
8. ALMEIDA, R. A. Substratos e plantas no tratamento de esgoto por zona de raízes. Goiânia, GO: Universidade Federal de Goiás, 2005. Originalmente apresentada como tese de doutorado, Universidade Federal de Goiás - UFG, 2005. 108 p.
9. ALMEIDA, R. A.; OLIVEIRA, L. F. C.; KLIEMANN, H. J. Eficiência de espécies vegetais na purificação de esgoto sanitário. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, Goiânia, v. 37, n. 1, p. 1-9, 2007.
10. APHA; AWWA; WPCF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19ª edição, Washington D. C./USA, American Public Health Association, 1995.
11. ARIAS, C. A., DEL BUBBA, M., BRIX, H. Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. *Water Research*, v. 35, n. 5, p. 1159-1168, 2001.
12. ARIAS, C. A.; BRIX, H. Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. *Revista Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, v.13, p. 17-24, 2003.

13. ÁVILA, R. O. Avaliação do desempenho de sistemas tanque séptico-filtro anaeróbio com diferentes tipos de meio suporte. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, programa de pós-graduação de engenharia – Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2005. 166 p.
14. BERTOLINO, S. M.; CARVALHO, C. F.; AQUINO, S. F. Caracterização e biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia dos esgotos produzidos em campus universitário. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 13, n. 3, p. 271-277, 2008.
15. BONNET, B. R. P. Diagnóstico de situação e proposição de sistema de monitoramento dos impactos ambientais causados pela reciclagem agrícola do lodo de esgoto. Curitiba, 1997. Originalmente apresentada como monografia de especialização, 1997.
16. BRASIL. Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. Secretaria Nacional de Irrigação. Departamento Nacional de Meteorologia. Normais climatológicas: 1961-1990. Brasília, DF, 1992. 84 p.
17. BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A.; FERREIRA, A. P. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 9, (Suplemento), p.133-137, 2005.
18. BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. Manual de Saneamento. 3. ed. rev. Brasília, DF, 2006. 408 p.
19. BRIX, H. Treatment of wastewater in the rizhosphere of wetlands plants – the root zone method. *Water Science and Technology*, Great Britain, IAWQ, v. 19 (1/2), p. 107-118, 1987.
20. BRIX, H. Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes, and treatment performance. In: MOSHIRI, G.A. (Ed.) *Constructed wetlands for water quality improvement*. Boca Raton: CRC Press, p. 9-23, 1993.
21. BRIX, H. Use of constructed wetlands in water pollution control: historical development, present status, and future perspectives. *Water Science and Technology*, v. 30, n. 8, p. 209-223, 1994b.
22. CHAGAS, R. C. Utilização de lírio amarelo (*Hemerocallis flava*) em sistemas alagados construídos para tratamento de esgoto doméstico. Viçosa, MG: 2008. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade Federal de Viçosa – UFV, 2008. 75 p.
23. CHERNICHARO, C. A. L. Reatores Anaeróbios. Vol. 5. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1997. 246 p.
24. CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente (Brasil). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, ano 142, n. 53, Seção 1, p. 58-63, 18 mar. 2005.
25. CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente (Brasil). Resolução nº 397, de 03 de abril de 2008. Dispõe sobre Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, n. 66, Seção 1, p. 68-69, 07 abril 2008.
26. CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente (Brasil). Resolução nº 430, de 13 de março de 2011. Dispõe sobre Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, n. 92, Seção 1, p. 89, 16 maio 2011.
27. COSTA, L. L.; CEBALLOS, B. S. O.; MEIRA, C. M. B. S.; CAVALCANTI, M. L. F. Eficiência de Wetlands construídos com dez dias de detenção hidráulica na remoção de colífangos e bacteriófagos. *Revista de biologia e ciências da terra*, v. 3, n. 1, 2003.
28. CUNHA, C. A. G. Análise da eficiência de um sistema combinado de alagados construídos na melhoria da qualidade das águas. São Carlos, SP: 2006. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo – USP, 2006. 157 p.
29. EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Manual de métodos de análise de solo. Centro Nacional de Pesquisa de Solo. 2.ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS, 1997. 212 p.
30. FERNANDES, C. Esgotos Sanitários. João Pessoa: UFPB/ Editora Universitária, 1997. 434 p.
31. FIUZA JUNIOR, A. P.; ULIANO, A.; SPIESS, M. C. Avaliação de um sistema descentralizado de tratamento de esgoto sanitário, compreendido de tanque séptico mais filtro anaeróbio, no município de Blumenau - SC. *Anais... 34ª Assembléia Nacional da ASSEMAE*, 2004.
32. FONSECA, S. P. P. Tratamento de esgoto por disposição no solo. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM), 2005. 40 p.
33. GOIÁS. Decreto nº 1.745, de 06 de dezembro de 1979. Aprova o regulamento da lei nº 8.544, de 17 de outubro de 1978, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. Goiânia, GO, 06 dez, 1979. Disponível em: <<http://www.agenciaambiental.go.gov.br/legislação>>. Acesso em: 11 fev. 2011.

34. GOTTSCHALL, N.; BOUTIN, C.; CROLLA, A.; KINSLEY, C.; CHAMPAGNE, P. The role of plants in the removal of nutrients at a constructed wetland treating agricultural (dairy) wastewater. Ontario, Canada. *Ecological Engineering*, v. 29, p. 154-163, 2007.
35. HATTORI, A. Y.; LIMA, A. N. Caracterização físico-química dos esgotos sanitários gerados no campus Campo Mourão da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Programa Institucional de Iniciação Científica, CNPQ, 2010.
36. IDE, C. N.; OLIVEIRA, K. R. F.; BEZERRA, L. P. Sistema de Esgotamento Sanitário – Coleta de amostras de água e esgoto: Guia do profissional em treinamento – Recesa. Disponível em: <[http://vsites.unb.br/ft/enc/recursos\\_hidricos/NURECO/arq/CAEA/CAEA\\_v2.pdf](http://vsites.unb.br/ft/enc/recursos_hidricos/NURECO/arq/CAEA/CAEA_v2.pdf)>. Acesso em: 27 abr. 2010.
37. JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. 4. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2005. 932 p.
38. KADLEC, R. H.; BURGOON, P. S.; HENDERSON, M. E. Integrated natural systems for treating potato processing wastewater. *Water Science and Technology*, p. 263-270, 1997.
39. METCALF; EDDY. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4 ed. New Delhi: McGraw-Hill, 2003. 1819 p.
40. KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. *Treatment Wetlands*. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1996. 893 p.
41. KARATHANASIS, A. D.; POTTER, C. L.; COYNE, M. S. Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering*. v. 20, p. 157-169, 2003.
42. KASEVA, M. E. Performance of a sub-surface flow constructed wetland in polishing pre-treated wastewater – a tropical case study. *Water Science and Technology*, p. 681-687, 2004.
43. LEOPOLDO, P. R.; GUIMARÃES, A. B.; PIEDADE, A. R. Emprego de plantas aquáticas em sistema integrado de tratamento de esgoto de pequena comunidade rural. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, AIDIS, Porto Alegre, Anais... Porto Alegre: AIDIS, 2000. I-048, CD-ROM.
44. MADERA, C. A.; SILVA, J. P.; PEÑA, M. R. Sistemas combinados de tratamiento de aguas residuales basados en tanque séptico-filtro anaerobio-humedales: una alternativa sostenible en pequeñas comunidades de países tropicales. Seminario internacional sobre métodos naturales para el tratamiento de aguas residuales, Universidade Del Valle. Disponível em: <<http://www.ingenieroambiental.com/4014/humed.pdf>>. Acesso em: 03 fev. 2011.
45. MANSOR, M. T. C. Uso de leito de macrófitas no tratamento de águas residuárias. Campinas, SP: 1998. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Faculdade de Engenharia Agrícola – Universidade Estadual de Campinas, 1998. 106 p.
46. MAZZOLA, M.; ROSTON, D. M.; VALENTIM, M. A. A. Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 9, n. 2, p. 276-283, 2005.
47. MEIRA, C.; CEBALLOS, B. S. O.; SOUZA, J. T.; KONIG, A. Wetlands vegetados no polimento de águas superficiais poluídas: primeiros resultados. In: XXI CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2001, João Pessoa. Anais... Rio de Janeiro: ABES, p. 1-6, 2001.
48. METCALF; EDDY. *Tratamiento y depuración de las aguas residuales*. Ed. Labor, Barcelona, 1981.
49. NOGUEIRA, S. F. Balanço de nutrientes e avaliação de parâmetros biogeoquímicos em áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto. Piracicaba, SP: CENA/USP, 2003. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo - USP, 2003. 137 p.
50. PARESCI, D. C. Caracterização da fauna de rotífera em área alagada construída para tratamento de esgoto doméstico – Piracicaba (SP). Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, 2004. 168 p.
51. PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas. Florianópolis, Ed. do autor, 2004. 144 p.
52. PRESZNHUK, R. A. O.; KAICK, T. S. V.; CASAGRANDE JUNIOR, E. F.; UMEZAWA, H. A. Tecnologia apropriada e saneamento: análise de eficiência de estações de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes. In: SEMANA DE TECNOLOGIA: TECNOLOGIA PARA QUEM E PARA QUÊ? Um Olhar Interdisciplinar, 2003, Curitiba. Anais... Curitiba: Cefet-PR, p. 336-340, 2003.
53. SALARO JUNIOR, R. Avaliação da eficiência de sistema fito-pedológico (wetlands) na depuração de efluentes domésticos gerado em pequena comunidade. Botucatu, SP: 2008. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Faculdade de Ciências Agrônômicas – UNESP, 2008. 137 p.
54. SANTOS, L. S.; OLIVEIRA, A. S.; IDE, C. N. Eficiência de banhados construídos utilizando plantas ornamentais. In: V SEMINÁRIO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 2007, Anápolis. Anais... Anápolis: Universidade Estadual de Goiás – UEG, 2007.

55. SEZERINO, P. H. Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical. Florianópolis, SC: 2006. Originalmente apresentada como tese de doutorado, Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 2006. 171 p.
56. SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; ALVARENGA, R. A. F.; VALENTE, V. B.; PHILIPPI, L. S. Filtro plantado com *Typha* spp de fluxo horizontal (constructed wetland) aplicado como polimento de efluente de lagoa facultativa. 23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2005, Campo Grande, MS. Anais... Campo Grande: ABES, II-348, CD-ROM, 2005.
57. SIEVERS, D. M. Design of submerged flow wetlands for individual homes and small wastewater flows. Columbia: University of Missouri. (Special Report, 457), 1993. 11 p.
58. SOLANO, M. L.; SORIANO, P.; CIRIA, M. P. Constructed wetlands as a sustainable solution for wastewater treatment in small villages. *Biosystems Engineering*, London, v. 87, n. 1, p. 109-118, 2004.
59. SOUZA, L. E. L.; BERNARDES, R. S. Avaliação do desempenho de um RAFA no tratamento de esgotos domésticos, com pós-tratamento através de leitos cultivados. IN: SIMPÓSIO ITALO-BRASILIANO DE INGENIERÍA SANITARIA-AMBIENTALE, 3, Anais... ABES: Gramado - RS, v. 1, n. 9, p. 50-54, 1996.
60. SOUZA, J. T., VAN HAANDEL, A., COSENTINO, P. R. S.; GUIMARÃES A. V. A. Pós-tratamento de efluente de reator uasb utilizando sistemas "wetlands" construídos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 4, n. 1, p. 87-91, 2000.
61. SOUZA, J. T., VAN HAANDEL, A., GUIMARÃES, A. V. A. Acumulação de fósforo em sistemas wetlands. 21 CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 2001. Anais... João Pessoa, PB. 2001.
62. SOUZA, J. T., VAN HAANDEL, A., LIMA, E. P. C.; HENRIQUE, I. N. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator uasb. *Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 9, n. 4, p. 285-290, out-dez, 2004.
63. SPERLING, M. V. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, v. 1, 1996a. 243 p.
64. SPERLING M. V. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais; 2005. 452 p.
65. STOWELL, R.; TCHOBANOGLOUS, G.; COLT, J.; KNIGHT, A. Concepts in aquatic system design. *Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE*, 107, P 919-940, 1981.
66. TONIATO, J. V. Avaliação de um wetlands construído no tratamento de efluentes sépticos – Estudo de caso Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Escola Nacional de Saúde Pública – Fundação Oswaldo Cruz, 2005. 95 p.
67. VAN DE MOORTEL, A. M. K.; ROUSSEAU, D. P. L.; TACK, F. M. G.; PAUW, N. D. A comparative study of surface and subsurface flow constructed wetlands for treatment of combined sewer overflows: A greenhouse experiment. *Ecological Engineering*, v. 35, p. 175-183, 2009.
68. SIKORA, F. J. et al. Ammonium removal in constructed wetlands with recirculating subsurface flow: removal rates and mechanisms. *Water Science and Technology*, Oxford, v. 32, n. 3, p. 193-202, 1995.
69. VILLELA, L. C. H.; FORESTI, E. Tratamento de Esgotos Sanitários com Reator Anaeróbio de Manta de Lodo (UASB) Protótipo: Desempenho e Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas. São Carlos, SP: 1998. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/peru/bratar205.pdf>>. Acesso em: 20 jul. 2011.
70. VYMAZAL, J. Types of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Proceedings: 6th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, CEA/UNESP e IAWQ, Águas de São Pedro/SP*, 27 set. a 02 de out, V. 1, p. 150-166, 1998.
71. ZANELLA, L. Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: Wetlands construído utilizando brita e bambu como suporte. Campinas, SP: 2008. Originalmente apresentada como tese de doutorado, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo – UNICAMP, 2008. 189 p.