

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS**  
**ESCOLA DE ENGENHARIA CIVIL**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU***  
**EM ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE**

**DOUGLAS PEREIRA DA SILVA PITALUGA**

**AVALIAÇÃO DE DIFERENTES SUBSTRATOS NO TRATAMENTO DE ESGOTO  
SANITÁRIO POR ZONA DE RAÍZES**

Goiânia

2011

**DOUGLAS PEREIRA DA SILVA PITALUGA**

**AVALIAÇÃO DE DIFERENTES SUBSTRATOS NO TRATAMENTO DE ESGOTO  
SANITÁRIO POR ZONA DE RAÍZES**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia do Meio Ambiente da Universidade Federal de Goiás como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia do Meio Ambiente.

**Área de Concentração:** Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

**Orientador:** Prof. Dr. Rogério de Araújo Almeida

Goiânia  
2011

**Douglas Pereira da Silva Pitaluga**

**AVALIAÇÃO DE DIFERENTES SUBSTRATOS NO TRATAMENTO DE  
ESGOTO SANITÁRIO POR ZONA DE RAÍZES**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia do Meio Ambiente da Universidade Federal de Goiás como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia do Meio Ambiente.

Dissertação defendida e aprovada em 28 de junho de 2011, pela banca examinadora constituída pelos professores:




---

**Prof. Dr. Rogério de Araújo Almeida**  
**Presidente da Banca – UFG**



---

**Prof. Dr. Eraldo Henriques de Carvalho**  
**Examinador interno – UFG**



---

**Prof. Dr. Delvio Sandri**  
**Examinador externo – UNB**

***Dedico este trabalho:***

*Ao Nosso Senhor Jesus Cristo, que amo acima de todas as coisas.  
Senhor Jesus, Eternas Graças, Louvor e Glória a Ti por esta obra.  
Obrigado Senhor por habitar em meu coração e me proporcionar  
saúde, sabedoria e perseverança para chegar até o fim deste trabalho  
com êxito!*

*À minha mãe Maria de Fátima, pela educação e o grande amor que  
me proporcionou, e pela grande missão de ser minha mãe e meu pai  
(falecido no meu primeiro ano de vida).  
Mãe, eternos agradecimentos à senhora, por seus esforços  
imensuráveis, que favoreceram minha chegada até aqui!*

*À minha esposa Caroline Pitaluga, por entender minha ausência nos  
momentos dedicados a este trabalho.  
Perfeita, muito obrigado por tudo!*

*À minha filha Natália Pitaluga, uma benção de Deus, que faz o amor  
transbordar em mim, razão da minha vida.  
Minha filha, que Deus te abençoe sempre, papai te ama muito!*

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus pelo seu Amor e por me proporcionar saúde, sabedoria e perseverança para a realização deste trabalho.

Ao meu orientador, Prof. Rogério Almeida, pelo ensinamento, dedicação e tarefas empenhadas neste trabalho. Pelas orientações científicas e as orientações morais e humanas também.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudos.

À Agência Nacional de Águas (ANA) por acreditar neste trabalho e fornecer investimento financeiro para realizá-lo.

À Escola de Engenharia Civil da Universidade Federal de Goiás, na pessoa do Prof. Valinote, atual diretor da unidade, por ceder a área para implantação da Estação Experimental.

À Saneamento de Goiás pelo apoio logístico e por realizar as análises físico-químicas e bacteriológicas em seu Laboratório da ETE Goiânia.

À Eternit pela doação de materiais que complementaram a Estação Experimental.

Ao Prof. Ricardo Prado e ao Prof. Saulo Bruno pelas orientações.

Ao Prof. José Carlos Seraphin pela colaboração nas análises estatísticas.

À Maura Silva e toda a sua equipe do Laboratório da ETE Goiânia (Saneago).

Aos amigos e colegas do mestrado da turma de 2009, bem como da turma de 2008, pelos momentos de convivência, descontração e dicas prestadas.

À Lorena Abrantes pelas indicações bibliográficas.

À Rosidalva Paz e sua equipe da Secretaria de Ciência e Tecnologia do Estado de Goiás pelas informações meteorológicas fornecidas.

Ao Fernando Ucker, Lucas Caldas e Nikolas pelo auxílio na coleta de amostras e levantamento de alguns dados.

À Mariana Teixeira pelas informações climatológicas fornecidas.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia do Meio Ambiente da Universidade Federal de Goiás.

Aos meus familiares, minha Esposa Caroline Pitaluga e nossa filha Natália Pitaluga.

De coração, meus sinceros agradecimentos!

“Tudo concorre para o bem daqueles que amam a Deus.”

Romanos 8, 28

“Comece fazendo o que é necessário, depois o que é possível, e de repente você estará fazendo o impossível.”

**São Francisco de Assis**

## RESUMO

PITALUGA, D. P. S. **Avaliação de diferentes substratos no tratamento de esgoto sanitário por zona de raízes.** 2011. 132 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Escola de Engenharia Civil, Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia do Meio Ambiente, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2011.

O presente estudo teve como objetivo avaliar a eficiência e o comportamento de três substratos no tratamento de esgoto sanitário, num sistema do tipo zona de raízes. De modo específico, objetivou-se avaliar o comportamento dos substratos areia lavada, brita # 0 e brita # 1 e relacionar suas eficiências num sistema 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. As repetições do esgoto bruto foram constituídas por cinco amostragens compostas e cinco amostragens simples. Já as repetições do efluente de cada etapa do tratamento foram constituídas por dezenove amostragens simples. Todas as amostragens foram realizadas quinzenalmente e submetidas a análises laboratoriais. Foram avaliados os parâmetros de DBO, OD, DQO, coliformes termotolerantes, pH, óleos e graxas, fósforo total, nitrogênio total Kjeldahl, nitrogênio amoniacal, sólidos totais, sólidos totais fixos e sólidos suspensos. O sistema experimental de tratamento de esgotos foi implantado na Escola de Engenharias, localizada no Campus I da Universidade Federal de Goiás (UFG), região Leste da cidade de Goiânia-GO e constituiu-se de um tanque séptico e um filtro anaeróbio, seguidos por três unidades de zona de raízes independentes. Cada unidade de zona de raízes recebeu uma vazão de 180 L d<sup>-1</sup>, correspondente a uma área de sistema zona de raízes de 3 m<sup>2</sup> por habitante. O tratamento nestas unidades ocorreu de forma simultânea. Após trinta dias do início da aplicação de esgoto nas zonas de raízes, iniciaram-se as amostragens para a análise da qualidade do afluente e dos efluentes. Considerando a evapotranspiração das plantas, os resultados foram analisados pela ferramenta *Statistical Analysis System – SAS*, realizando os Testes F e de Tukey – Kramer, a 5% de probabilidade. As eficiências percentuais dos três substratos utilizados foram semelhantes. Não houve diferença significativa entre as eficiências dos tratamentos na remoção dos atributos: DQO, nitrogênio total Kjeldahl, nitrogênio amoniacal e óleos e graxas. O tratamento com substrato areia lavada foi mais eficiente na remoção de: DBO e fósforo total; o substrato brita # 0 foi mais eficiente na remoção de coliformes termotolerantes, sólidos totais e sólidos totais fixos, e a brita # 1 foi mais eficiente na redução dos sólidos suspensos. Após 18 meses do início de funcionamento do sistema o leito preenchido com areia lavada colmatou.

**Palavras-chave:** fitorremediação, alagados construídos, *wetlands*.

## ABSTRACT

PITALUGA, D. P. S. **Evaluation of different substrates in the treatment of sanitary sewage by root zone.** 2011. 132 f. Dissertation (Masters of Environmental Engineering) - Civil Engineering College, Post-Graduation *Stricto Sensu* Program in Environmental Engineering - Federal University of Goiás, Goiânia, Goiás, Brazil, 2011.

The present study had the goal of assessing the efficiency and behavior of three substrates in the treatment of sanitary sewage in a root zone system. Specifically the objectives were to assess the behavior of the washed sand, gravel # 0 and gravel # 1 substrates and relate their efficacies in a root zone system with sub-superficial horizontal flow preceded by a septic tank and an anaerobic filter in the treatment of a sewage coming from one university unit. The repetitions of raw sewage constituted of five simple samples and five composed samples. The repetitions of the effluent of each stage of the treatment constituted of nineteen simple samples. All the samples were performed fortnightly and submitted to laboratorial analysis. Were assessed parameters the BOD, DO, COD, thermotolerant coliforms, pH, total phosphorus, Kjeldahl total nitrogen, ammoniacal nitrogen, oil and grease, total solids, total fixed solids and suspended solids. The experimental system of sewage treatment was set up at the Civil Engineering College, located at Campus I of the Federal University of Goiás, in the east region of the city of Goiânia – Goiás, Brazil, which constituted of a septic tank and an anaerobic filter, followed by three independent units of root zones. Each unit of the root zones received the flow of  $180 \text{ L d}^{-1}$ , which corresponds to the area of a treatment station of  $3 \text{ m}^2$  per inhabitant. The treatment in these units occurred simultaneously. After thirty days from the beginning of the sewage application in the root zones, the collection of the samples to the analysis of the effluent and affluent quality were started. Considering the plant evapotranspiration, the results were analyzed by the tool Statistical Analysis System – SAS, performing F tests and Tukey – Kramer test with a 5% probability. The percentage efficacies of the three substrates used were similar. There hasn't been any significant difference between the efficacies of the treatments in the removal of the attributes: COD, Kjeldahl total nitrogen, ammoniacal nitrogen, oil and grease. The treatment with washed sand substrate was more efficient in the removal of BOD and total phosphorous. The gravel # 0 was more efficient in the removal of thermotolerant coliforms, total solids and fixed total solids, and gravel # 1 was more efficient in the removal of suspended solids. After 18 months the system started working, the channel filled with washed sand colmatated.

**Key Words:** fitoremediation, constructed wetlands.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1</b>	Sistema de tratamento de esgoto baseado em plantas aquáticas flutuantes livres.....	41
<b>Figura 2</b>	Sistema de tratamento de esgoto baseado em plantas aquáticas submersas.....	41
<b>Figura 3</b>	Sistema de tratamento de esgoto baseado em plantas aquáticas emergentes.....	41
<b>Figura 4</b>	Sistema de tratamento de esgoto com plantas aquáticas emergentes e fluxo superficial.....	42
<b>Figura 5</b>	Sistema de tratamento de esgoto com plantas aquáticas emergentes e fluxo sub-superficial vertical.....	43
<b>Figura 6</b>	Sistema de tratamento de esgoto com plantas aquáticas emergentes e fluxo sub-superficial horizontal.....	43
<b>Figura 7</b>	Representação esquemática da formação do biofilme aderido ao substrato e nas raízes.....	44
<b>Figura 8</b>	Distribuição dos substratos na horizontal do leito de um sistema de tratamento de esgotos por zona de raízes, de fluxo sub-superficial horizontal.....	48
<b>Figura 9</b>	Distribuição dos substratos na vertical do leito de um sistema de tratamento de esgotos por zona de raízes, de fluxo sub-superficial vertical.....	49
<b>Figura 10</b>	Localização da estação de tratamento de esgoto experimental na EE-UFG.....	58
<b>Figura 11</b>	Fluxograma do experimento.....	59
<b>Figura 12</b>	Localização da Estação Meteorológica 102 (Heliponto de Goiânia) da Secretaria de Ciência e Tecnologia do Estado de Goiás e da estação de tratamento de esgoto experimental da EE-UFG.....	60
<b>Figura 13</b>	Desenho esquemático geral da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG.....	62
<b>Figura 14</b>	Vista geral da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG.....	62
<b>Figura 15</b>	(a) Detalhe do by-pass implantado na estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG. (b) Detalhe da interligação da rede de esgoto existente (by-pass) com a estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG.....	63
<b>Figura 16</b>	Detalhe do tanque séptico e filtro anaeróbio implantados como unidades de pré-tratamento da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG.....	64
<b>Figura 17</b>	(a) Detalhe dos pedaços de manta de poliéster utilizados como meio suporte no filtro anaeróbio. (b) Detalhe da manta de poliéster em pedaços dentro do filtro anaeróbio em operação da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG.....	64
<b>Figura 18</b>	Detalhe das bombonas implantadas para controle de aplicação de esgoto nas zonas de raízes da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG.....	66
<b>Figura 19</b>	Detalhe do ciclo de esgoto dentro das bombonas da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG.....	66

<b>Figura 20</b>	Detalhe em planta baixa e corte longitudinal das zonas de raízes da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG.....	67
<b>Figura 21</b>	(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 EE-UFG.....	68
<b>Figura 22</b>	Detalhe de preenchimento dos leitos da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG preenchidos com os substratos.....	69
<b>Figura 23</b>	Ensaio granulométrico dos substratos utilizados no preenchimento dos leitos das zonas de raízes da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG.....	69
<b>Figura 24</b>	Vista das três unidades de zona de raízes da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG vegetadas com Lírio do Brejo ( <i>Hedychium coronarium</i> ).....	70
<b>Figura 25</b>	Detalhe do regulador de nível instalado na parte externa da tubulação de drenagem da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG.....	71
<b>Figura 26</b>	Distribuição dos pontos de coleta de amostras do esgoto bruto e tratado da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG.....	74
<b>Figura 27</b>	Detalhe do ponto de coleta de amostras para análises laboratoriais de uma das unidades zonas de raízes da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG.....	74
<b>Figura 28</b>	Valores da vazão de esgoto afluente à estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG, cujo horário oficial das atividades na unidade universitária é das 07h10min às 22h00min.....	79
<b>Figura 29</b>	Detalhe da manta de poliéster picotada, utilizada como meio suporte, flotando no filtro anaeróbio da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG.....	87
<b>Figura 30</b>	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 EE-UFG. Goiânia, GO. 2011....	91
<b>Figura 31</b>	Desempenho das unidades zona de raízes referente ao parâmetro OD, verificado durante o período do experimento na estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG. Goiânia, GO. 2011....	94
<b>Figura 32</b>	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 EE-UFG. Goiânia, GO. 2011....	96
<b>Figura 33</b>	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 EE-UFG. Goiânia, GO. 2011.....	98

<b>Figura 34</b>	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 EE-UFG. Goiânia, GO. 2011.....	101
<b>Figura 35</b>	Desempenho das unidades zona de raízes referente ao parâmetro óleos e graxas, verificado durante o período do experimento na estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG. Goiânia, GO. 2011.....	102
<b>Figura 36</b>	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....	104
<b>Figura 37</b>	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 EE-UFG. Goiânia, GO. 2011.....	107
<b>Figura 38</b>	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 EE-UFG. Goiânia, GO. 2011.....	109
<b>Figura 39</b>	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 EE-UFG. Goiânia, GO. 2011.....	111
<b>Figura 40</b>	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 EE-UFG. Goiânia, GO. 2011.....	113
<b>Figura 41</b>	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 EE-UFG. Goiânia, GO. 2011.....	114

**LISTA DE QUADROS**

<b>Quadro 1</b>	Possibilidades de aplicações dos princípios dos sistemas zona de raízes.....	31
<b>Quadro 2</b>	Diferenciações básicas e possíveis critérios de projetos entre os sistemas zona de raízes de fluxo superficial e fluxo sub-superficial.....	42
<b>Quadro 3</b>	Critérios recomendados para dimensionamentos de sistemas zona de raízes com macrofilas aquáticas emergentes e com fluxo sub-superficial horizontal...	45
<b>Quadro 4</b>	Valores típicos do coeficiente de permeabilidade de solos.....	47
<b>Quadro 5</b>	Características das frações do esgoto sanitário.....	54
<b>Quadro 6</b>	Dimensões das unidades do sistema experimental de tratamento de esgoto.....	63
<b>Quadro 7</b>	Dados meteorológicos verificados no período de medição da evapotranspiração.....	72
<b>Quadro 8</b>	Identificação dos pontos de coletas de amostras de esgoto para análises laboratoriais.....	73

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b>	Relação entre a granulometria do solo e a percolação de líquidos.....	48
<b>Tabela 2</b>	Relação de densidade de bactérias em solo com e sem raízes.....	53
<b>Tabela 3</b>	Variáveis meteorológicas <sup>1</sup> da temperatura e umidade relativa do ar referentes ao período de coleta das amostras da estação experimental de tratamento de esgoto por zona de raízes da unidade universitária EE-UFG. Goiânia-GO, 2011.....	76
<b>Tabela 4</b>	Médias de variáveis meteorológicas <sup>1</sup> da precipitação, radiação solar e velocidade do vento referente ao período de coleta das amostras da estação experimental de tratamento de esgoto por zona de raízes da unidade universitária EE-UFG. Goiânia-GO, 2011.....	77
<b>Tabela 5</b>	Valores médios diários da temperatura, umidade relativa do ar, precipitação e radiação solar referentes ao dia das coletas de amostras na estação experimental de tratamento de esgoto por zona de raízes da unidade universitária EE-UFG. Goiânia-GO, 2011.....	78
<b>Tabela 6</b>	Valores médios dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do esgoto bruto da EE-UFG e valores de referência.....	81
<b>Tabela 7</b>	Valores médios afluentes (entrada) e efluentes (saída) do tanque séptico e filtro anaeróbio e eficiência percentual em relação aos parâmetros.....	84
<b>Tabela 8</b>	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> , média geral de saída <sup>5</sup> , CV <sup>6</sup> e agrupamento <sup>7</sup> , verificados no tratamento de esgoto sanitário por zona de raízes, com diferentes substratos. Goiânia-GO. 2011.....	90
<b>Tabela 9</b>	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. Goiânia-GO. 2011.....	116

**LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas

APHA: *American Public Health Association*

AWWA: *American Water Works Association*

BNH: Banco Nacional da Habitação

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente

CT: Coliformes Termotolerantes

DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO: Demanda Química de Oxigênio

EB: Esgoto Bruto

EE: Escola de Engenharia

EP: Eficiência Percentual

ETE: Estação de Tratamento de Esgotos

EUA: Estados Unidos da América

FA: Filtro Anaeróbio

ha: Hectare

IWA: *International Water Association*

N. AMON: Nitrogênio Amoniacal

NBR: Norma Brasileira

NMP: Número Mais Provável

OD: Oxigênio Dissolvido

OG: Óleos e Graxas

pH: Potencial Hidrogeniônico

Planasa: Plano Nacional de Saneamento

PVC: Cloreto de Polivinila

Ref: Referência

RZM: *Root Zone Method*

S: *South* (Sul)

S/A: Sociedade Anônima

Saneago: Saneamento de Goiás S/A

SFS: Sistema Financeiro do Saneamento

sp: Uma espécie de determinado gênero

SS: Sólidos Suspensos

ST: Sólidos Totais

STF: Sólidos Totais Fixos

TDH: Tempo de Detenção Hidráulica

THM: Trihalometanos

TS: Tanque Séptico

UASB: *Upflow anaerobic sludge blanket*

UFG: Universidade Federal de Goiás

UFMG: Universidade Federal de Minas Gerais

USEPA: *United States Environmental Protection Agency*

W: *West* (Oeste)

WPCF: *Water Pollution Control Federation*

**LISTA DE SÍMBOLOS**

Ø: Diâmetro

#: Número classificatório da brita

° C: Grau Celsius ou Centígrado

nº: Número

µS: Micro Siemens

CaCO<sub>3</sub>: Carbonato de Cálcio

CH<sub>4</sub>: Metano

cm: Centímetro

CO<sub>2</sub>: Gás Carbono

d: Dia

Fe: Ferro

g: Gramas

h: Hora

H<sub>2</sub>S: Gás Sulfídrico

kg: Kilograma

kWh: Kilowatts Hora

L: Litro

m: Metro

m<sup>2</sup>: Metro Quadrado

m<sup>3</sup>: Metro Cúbico

min.: Minuto

mL: Mililitro

mm: Milímetro

N: Nitrogênio

nm: Nanômetro

NO<sub>3</sub>: Nitrato

N<sub>2</sub>O: Óxido Nitroso

O<sub>2</sub>: Oxigênio

O<sub>3</sub>: Ozônio

P: Fósforo

PC1: Ponto de Coleta de amostras antes do tanque séptico

PC2: Ponto de Coleta de amostras depois do tanque séptico

PC3: Ponto de Coleta de amostras depois do filtro biológico anaeróbio

PC4: Ponto de Coleta de amostras depois do ZR1

PC5: Ponto de Coleta de amostras depois do ZR2

PC6: Ponto de Coleta de amostras depois do ZR3

s: Segundo

t: Tonelada

ZR1: Tratamento por zona de raízes com substrato areia

ZR2: Tratamento por zona de raízes com substrato brita # 0

ZR3: Tratamento por zona de raízes com substrato brita # 1

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>20</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS.....</b>	<b>22</b>
2.1	OBJETIVO GERAL.....	22
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	22
<b>3</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>23</b>
3.1	TRATAMENTO DE ESGOTO COM PLANTAS.....	23
<b>3.1.1</b>	<b>Unidades de pré-tratamento.....</b>	<b>23</b>
3.1.1.1	Tanque séptico.....	24
3.1.1.2	Filtro anaeróbio.....	26
<b>3.1.2</b>	<b>Zona de raízes.....</b>	<b>27</b>
3.1.2.1	Vantagens e desvantagens dos sistemas zona de raízes.....	32
3.1.2.2	O papel das plantas no sistema zona de raízes.....	34
<i>3.1.2.2.1</i>	<i>Transferência de oxigênio ao substrato.....</i>	<i>37</i>
<i>3.1.2.2.2</i>	<i>Evapotranspiração no sistema zona de raízes.....</i>	<i>39</i>
<i>3.1.2.2.3</i>	<i>Seleção das plantas.....</i>	<i>40</i>
3.1.2.3	O papel do substrato no sistema zona de raízes.....	46
3.1.2.4	O papel do microrganismo no sistema zona de raízes.....	51
3.1.2.5	O papel do esgoto no sistema zona de raízes.....	54
<b>4</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>58</b>
4.1	LOCAL DE ESTUDO.....	58
4.2	VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS.....	60
4.3	CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO BRUTO.....	61
4.4	A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO COM PLANTAS.....	62

<b>4.4.1</b>	<b>Unidades de pré-tratamento.....</b>	<b>64</b>
<b>4.4.2</b>	<b>Leito de zona de raízes.....</b>	<b>65</b>
4.4.2.1	Evapotranspiração do sistema.....	72
4.4.2.2	Colmatação dos substratos.....	73
4.5	COLETAS E ANÁLISES.....	73
4.6	ÍNDICE DE EFICIÊNCIA E ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	75
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>76</b>
5.1	VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS.....	76
5.2	CARACTERÍSTICAS DO ESGOTO BRUTO.....	78
<b>5.2.1</b>	<b>Aspectos quantitativos.....</b>	<b>78</b>
5.2.1.1	Variações de vazão.....	79
5.2.1.2	Contribuição efetiva <i>per capita</i> .....	80
5.2.1.3	Vazão de infiltração.....	81
<b>5.2.2</b>	<b>Aspectos qualitativos.....</b>	<b>81</b>
5.3	DESEMPENHO DO TANQUE SÉPTICO-FILTRO ANAERÓBIO (TS-FA)....	83
5.4	DESEMPENHO DAS ZONAS DE RAÍZES.....	87
<b>5.4.1</b>	<b>Evapotranspiração.....</b>	<b>88</b>
<b>5.4.2</b>	<b>Colmatação dos substratos.....</b>	<b>89</b>
<b>5.4.3</b>	<b>Parâmetros físico-químicos e microbiológicos da zona de raízes.....</b>	<b>90</b>
5.4.3.1	Demanda Bioquímica de Oxigênio.....	91
5.4.3.2	Oxigênio Dissolvido.....	93
5.4.3.3	Demanda Química de Oxigênio.....	95
5.4.3.4	Coliformes Termotolerantes.....	97
5.4.3.5	Potencial Hidrogeniônico.....	100
5.4.3.6	Óleos e Graxas.....	102

5.4.3.7	Fósforo Total.....	103
5.4.3.8	Nitrogênio Total Kjeldahl.....	106
5.4.3.9	Nitrogênio Amoniacal.....	108
5.4.3.10	Sólidos Totais.....	111
5.4.3.11	Sólidos Totais Fixos.....	112
5.4.3.12	Sólidos Suspensos.....	114
5.5	DESEMPENHO GLOBAL DO SISTEMA.....	116
<b>6</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>117</b>
<b>7</b>	<b>RECOMENDAÇÕES.....</b>	<b>118</b>
<b>8</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>119</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>120</b>

## 1 INTRODUÇÃO

As águas superficiais vêm sofrendo um crescente processo de degradação, causado, em grande parte, pelo despejo de esgotos doméstico, industrial e agrícola, sem tratamento adequado. A poluição das águas pode provocar 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 (PARESCI, 2004).

O Brasil é um país privilegiado, pois possui 13% dos recursos hídricos superficiais de água doce do mundo. Entretanto, esse sistema é bastante frágil e vários são os poluentes industriais e domésticos lançados continuamente nos rios brasileiros (BRAILE; CAVALCANTI, 1993).

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 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.

Dentre os recursos naturais, cuja extração acelerada é reflexo da ação antrópica, as águas superficiais lideram a lista por terem grande utilidade nos diversos processos industriais, agrícolas e domésticos. As necessidades do aumento na produção de alimentos e na industrialização, vêm exigindo um crescente consumo de água para os mais variados fins. A água, que através do ciclo hidrológico poderia ser considerada um recurso natural renovável e inesgotável, já não pode mais ter essa consideração (MANCUSO; SANTOS, 2003; SCHNEIDER, 2003).

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 o controle de vetores transmissores de doenças e a 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 humanidade passou a ser superior à capacidade da natureza de depurá-los. Portanto, faz-se necessário tratar os esgotos gerados, antes de lançá-los no corpo receptor. Os esgotos das ETE's (Estações 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, auto-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 recebem o nome de zona de raízes, *wetlands*, alagados construídos, leitos cultivados, dentre outros (TONIATO, 2005). Podem ser implantados nos locais em que o esgoto é gerado, são facilmente operados, economizam energia e são mais flexíveis e menos susceptíveis às variações das taxas de aplicação de esgotos. Muitas vezes integram-se ao ambiente e são caracterizados como tecnologia auto-sustentável (BRIX, 1993; PRESZNHUK *et al.*, 2003; SOLANO; SORIANO; CIRIA, 2004).

Esses sistemas são constituídos por quatro principais elementos: as plantas, os substratos, os microrganismos e a coluna d'água. O substrato é um dos mais importantes elementos dos sistemas zona de raízes. Além de conferir uma parcela significativa na eficiência do tratamento de esgotos, também contribui no tempo de vida funcional do sistema.

Nas estações de tratamento de esgoto por zona de raízes implantadas no Estado de Goiás tem-se observado a colmatação precoce do substrato. O entupimento ou colmatação do substrato é ocasionado pelo preenchimento dos vazios entre os grãos por partículas oriundas dos esgotos e pelo 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, bem como nas demais regiões do país, sem a necessidade de constante substituição do substrato.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo do presente trabalho foi avaliar 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 numa unidade universitária.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

De modo específico objetivou-se:

- a) Avaliar a remoção de poluentes do esgoto sanitário no tanque séptico e no filtro anaeróbio.
- b) Avaliar a remoção de poluentes do esgoto sanitário nos leitos de zona de raízes com os diferentes substratos.
- c) Avaliar a ocorrência de colmatção nos diferentes substratos dos leitos de zona de raízes.
- d) Avaliar a remoção de poluentes do esgoto sanitário no sistema completo.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 TRATAMENTO DE ESGOTO COM PLANTAS

Em 1904, os alemães Hiltner e Stormer, verificaram a partir da observação da depuração das águas estancadas em certos tipos de solo com caniçais, que a depuração das águas residuárias poderia ser efetuada naturalmente através do processo rizosférico (KICKUTH, 1998). Mais tarde, em 1952, ainda na Alemanha, Seidel explorou a remoção de fenol por *Scirpus lacustris*, utilizando brita como meio suporte (WOOD; McATAMNEY, 1994). Posteriormente, outros experimentos foram feitos por Seidel usando leitos preenchidos com brita e cultivados com macrófitas emergentes: *Phragmites australis*, *Iris* sp., *Schoenoplectus* sp., *Typha* sp. (KICKUTH, 1998; VALENTIM, 2003; MAZZOLA; ROSTON; VALENTIM, 2005). Segundo Valentim (2003) e Mazzola, Roston e Valentim (2005), os chineses foram um dos pioneiros em usar as macrófitas no tratamento de esgoto, mas o trabalho que é aceito cientificamente como o primeiro foi o realizado por Seidel.

O primeiro projeto utilizando plantas no tratamento de esgotos no Brasil foi implantado por Salati (1984), com a construção de um lago artificial nas proximidades de um curso d'água altamente poluído (Rio Piracicamirim) na Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, em Piracicaba, SP. As experiências iniciais foram satisfatórias e os trabalhos foram continuados a partir de 1985, pelo Instituto de Ecologia Aplicada (Piracicaba, SP). Desta maneira foram desenvolvidas novas metodologias, procurando-se especialmente aumentar a eficiência do sistema, com menores investimentos (SALATI, 2003).

A partir de então, a utilização de plantas no tratamento de esgotos teve seu crescimento na pesquisa e na utilização funcional do sistema. Atualmente representa uma tecnologia emergente que se revela como uma alternativa eficiente e de baixo custo, comparada com outras opções de tratamento (PARKINSON; SIQUEIRA; CAMPOS, 2004).

Os sistemas de tratamento de esgoto utilizando plantas são variados, entretanto, em sua maioria requerem um pré-tratamento, sendo ele uma simples peneiração ou até mesmo uma sedimentação primária. Para alguns sistemas, dependendo da finalidade do reuso, um tratamento terciário avançado é requerido (COSTA, 2004).

##### 3.1.1 Unidades de pré-tratamento

O esgoto bruto necessita de um pré-tratamento antes de ser aplicado em sistemas de tratamento de esgotos com plantas. O pré-tratamento, cujas unidades comumente tem funções de decantação e/ou filtração, ajuda a evitar a colmatção precoce, uma vez que os teores de sólidos do esgoto sofrem tratamentos físicos e bioquímicos e são reduzidos consideravelmente, após passar por estas unidades. Assim, a ação de pré-tratar ajuda na eficiência e no tempo de vida funcional do leito com plantas.

Existem várias unidades que podem ser utilizadas como unidades de pré-tratamento. A escolha da unidade deve levar em consideração não só a eficiência, mas também outras variáveis como: custo/benefício, disponibilidade de área, intensidade de operação e manutenção, estética e liberação de odor. Habitualmente, são usadas para o processo de pré-tratamento em sistemas zona de raízes as Lagoas de estabilização, os Reatores UASB e o sistema Fossa-filtro.

Diante da simplicidade na construção e operação e da eficiência reconhecida dos tanques sépticos e filtros anaeróbios, estas são as unidades de pré-tratamento mais utilizadas em estações de tratamento de esgotos com plantas nas edificações residenciais e em pequenas comunidades.

Levando-se em consideração que o sistema em estudo foi implantado numa pequena comunidade (unidade universitária) com disponibilidade limitada de área e com presença constante de pessoas próximas, o tanque séptico e o filtro anaeróbio são as unidades de pré-tratamento mais apropriadas para o caso.

#### 3.1.1.1 Tanque séptico

Em 1872 na França, Jean Louis Mouras descobriu as vantagens de se acumular os lodos do esgoto em um tanque de alvenaria, antes de lançá-lo numa fossa absorvente. Jean Louis Mouras percebeu que o volume de sólidos acumulado reduzia com o passar do tempo. Ele acreditava que a redução observada no volume de matéria sedimentável do esgoto se dava pela atividade bacteriana, que produzia a liquefação e gaseificação dos sólidos orgânicos, em ambiente anaeróbio, por meio do processo denominado fermentação. Diante de tal descoberta surgiu o tanque séptico, que recebeu essa denominação após ser patenteado pelo engenheiro Donald Cameron, em 1896. Desde então, o tanque séptico é aplicado para tratamentos de esgotos unitariamente, ou seja, em cada propriedade, como também de pequenas comunidades. Foi a primeira unidade inventada para tratamento de esgotos e até hoje é

empregada em muitos países. O sucesso do tanque séptico está ligado à simplicidade de sua construção e operação (ANDRADE NETO, 1997).

No Brasil, o tanque séptico está normatizado pela NBR-7229 (ABNT, 1993) que indica como possibilidades de pós-tratamento do esgoto tratado pelo tanque séptico, a disposição no solo por meio de valas de infiltração ou sumidouros e a utilização de filtro anaeróbio, para assim, poder lançá-lo em um curso d'água.

O tanque séptico é uma unidade de tratamento de esgotos destinado a receber a contribuição de um ou mais domicílios e com a capacidade de dar aos esgotos um grau de tratamento compatível com a sua simplicidade e custo. Pode ser definido como uma câmara convenientemente construída para reter os esgotos sanitários por um período de tempo criteriosamente estabelecido, de modo a permitir a sedimentação dos sólidos e a retenção do material graxo contido nos esgotos, transformando-os bioquimicamente em substâncias e compostos mais simples e estáveis (NOGUEIRA, 2003; JORDÃO; PESSÔA, 2005).

Segundo Jordão e Pessôa (2005), o funcionamento dos tanques sépticos pode ser explicitado nas seguintes fases do desenvolvimento do processo:

a) Retenção do esgoto: o esgoto é detido no tanque por um período racionalmente estabelecido, que pode variar de 12 a 24 horas, dependendo da contribuição afluenta.

b) Decantação do esgoto: simultaneamente à fase anterior, processa-se uma sedimentação de 60% a 70% dos sólidos em suspensão contidos nos esgotos, formando-se uma substância semi-líquida denominada lodo. Parte dos sólidos não sedimentados, formados por óleos, graxas, gorduras e outros materiais misturados com gases, emerge e é retida na superfície livre do líquido, no interior do tanque séptico; estes sólidos são comumente denominados de espuma.

c) Digestão anaeróbia do lodo: ambos, lodo e espuma, são degradados por bactérias anaeróbias, provocando destruição total ou parcial de material volátil e organismos patogênicos.

d) Redução do volume: do fenômeno anterior (digestão anaeróbia) resultam gases, líquido e acentuada redução de volume dos sólidos retidos e digeridos, que adquirem características estáveis capazes de permitir que o esgoto líquido dos tanques sépticos possa ser disposto em melhores condições de segurança.

O tanque séptico é projetado para receber todos os despejos domésticos da edificação, desde que o esgoto da cozinha passe antes por uma caixa de gordura. O esgoto doméstico bruto é constituído por 99,92% de água e apenas 0,08% de matéria sólida. Normalmente, com uma carga orgânica de  $300 \text{ mg L}^{-1}$  (JORDÃO; PESSÔA, 2005).

Segundo Jordão e Pessoa (2005) é importante lembrar que o tanque séptico não purifica os esgotos, apenas reduz a sua carga orgânica a um grau de tratamento aceitável em determinadas condições. Portanto, os esgotos tratados pelo tanque séptico contêm sólidos que não foram retidos e são arrastados com o esgoto, juntamente com o produto solúvel da decomposição do lodo. Possui uma cor escura e um odor característico, causado pela presença de gás sulfídrico e outros gases produtores de odores. Além disso, as bactérias estão presentes em grande quantidade no esgoto.

Devido a tais características ainda predominantes no esgoto tratado pelo tanque séptico, como: odor, aspecto desagradável e potencial de contaminação, faz-se necessário um tratamento posterior, utilizando unidades subsequentes com características de custo e operação similares a do tanque séptico, tais como filtro anaeróbio ou leito com plantas, antes de ser disposto num corpo receptor.

#### 3.1.1.2 Filtro anaeróbio

Com o descobrimento do tanque séptico e a efetivação do seu uso, pesquisadores observaram que somente o tanque séptico não era suficiente, devendo haver um pós-tratamento. Para fazer um polimento no esgoto tratado pelo tanque séptico, pesquisadores passaram o esgoto por uma unidade cheia de pedras usando o fluxo ascendente. Surgiu então o filtro biológico anaeróbio (ANDRADE NETO, 1997).

O processo de tratamento de esgotos por meio de filtração biológica foi utilizado pela primeira vez em 1897, na Inglaterra, em Lancashire, na ETE Salford. No Brasil, pouco menos que duas décadas após, 1910, foi construída a ETE Paquetá no Rio de Janeiro, que possuía um filtro biológico entre suas unidades (ANDRADE NETO, 1997).

Em março de 1982 foi editada a NBR-7229 (ABNT, 1993) que recomendava o uso de um filtro biológico como solução para a melhoria da qualidade do esgoto tratado pelo tanque séptico. Após a inclusão dos filtros biológicos na Norma da ABNT, estas unidades passaram a ser largamente utilizadas como forma complementar de tratamento (JORDÃO; PESSÔA, 2005). Com o passar do tempo, os filtros biológicos caíram em desuso em virtude das crescentes restrições impostas pelas agências de controle e pelo fato de apresentarem eficiências baixas comparadas com outros sistemas, como os lodos ativados que, bem operados, alcançam 95% de eficiência (KAWANO; HANDA, 2008).

Os filtros biológicos, também conhecidos como leitões percoladores, são unidades preenchidas com material inerte (usualmente britas), por onde o esgoto a ser tratado percola

no sentido vertical. A continuidade da passagem dos esgotos nos interstícios promove o crescimento e a aderência da massa biológica na superfície do meio suporte. Essa aderência é favorecida pela predominância de colônias gelatinosas (zooglea), mantendo suficiente período de contato do biofilme com o esgoto, promovendo a degradação da matéria orgânica pelos microrganismos (JORDÃO; PESSÔA, 2005).

A eficiência do tratamento nos filtros está diretamente relacionada com a superfície específica e a composição do material do meio suporte (NUVOLARI, 2003). O material para o meio suporte depende principalmente da disponibilidade local de material adequado e de seus custos de transporte e montagem. Normalmente têm sido usados pedregulhos, cascalhos, pedras britadas, escórias de fornos de fundição e outros materiais inertes. O plástico (PVC) tem tido preferência na fabricação de módulos (tubos, blocos e tocos) de filtros com meio suporte sintético (JORDÃO; PESSÔA, 2005). Além de materiais pré-fabricados, pesquisadores estão usando materiais recicláveis, como tampas de garrafas PET, bem como materiais naturais como anéis de bambu e cascas de ostras, entre outros.

Segundo Jordão e Pessôa (2005) a seleção do meio suporte deve considerar as seguintes propriedades:

- a) Peso unitário: influi diretamente no cálculo estrutural, no transporte e no manuseio.
- b) Superfície específica: influi na capacidade de reter a biomassa e consequentemente no desempenho do processo.
- c) Coeficiente de vazios: o volume de vazios é o fator preponderante na manutenção, uma vez que estes determinam o tempo de colmatação da unidade.

Em resumo, a seleção do material do meio suporte é determinada pela sua disponibilidade, durabilidade, rigidez, forma, peso, aplicabilidade e custo. O material deverá ser inerte, não afetado por reações biodegradáveis e desgastes excessivos. A boa seleção do meio suporte, que terá atividade biológica que ocorre pelo acúmulo da biomassa, permitirá uma eficiência global de remoção da DBO de 75% a 85%, em relação ao esgoto do tanque séptico (JORDÃO; PESSÔA, 2005).

### **3.1.2 Zona de raízes**

Os sistemas que utilizam plantas no tratamento de esgotos recebem o nome de zona de raízes, *wetlands*, alagados construídos, leitos cultivados, entre outros. No Brasil, habitualmente é chamado de zona de raízes e alagados construídos (TONIATO, 2005). Os

sistemas zona de raízes são ecossistemas artificiais, ou seja, construídos pelo homem, que imitam os princípios básicos de modificação da qualidade da água que ocorrem na natureza, especificamente em brejos, pântanos, manguezais, que ficam parcial ou totalmente inundados durante o ano, em que vegetam várias espécies de plantas (CAMPOS *et al.*, 2002; SALATI, 2003; CUNHA, 2006). Os alagados naturais agem como um filtro biológico de águas superficiais e sub-superficiais, em que mecanismos físico-químicos, reações de degradação biológica aeróbia e anaeróbia, evapotranspiração e infiltração, são responsáveis pela remoção de poluentes (WOOD; McATAMNEY, 1994).

Na natureza o sistema é definido pelas características do solo e das espécies vegetais aí adaptadas (HAMMER, 1997). É identificado por ter o nível das águas subterrâneas na superfície ou próximo da superfície do solo, ou solo coberto por rasa camada de água, sendo o substrato composto por sedimentos pouco consolidados, hidromórficos e pobremente drenado, condicionando que estas áreas sejam *habitat* de plantas macrófitas, que resistem a baixos níveis de oxigênio (BECCATO, 2004).

A inundação ou saturação neste contexto significa a ocupação dos espaços intersticiais do solo pela água. A substituição dos gases atmosféricos contidos nos poros do solo implica no esgotamento rápido do oxigênio aí disponível. A difusão do gás atmosférico através da água contida no solo é muito mais lenta que o consumo microbiano, o que torna o solo anóxico ou sem oxigênio, com exceção de uma estreita camada superficial (HAMMER, 1997).

Segundo Salati (2000) e Beccato (2004), as áreas alagáveis apresentam condições de anoxia ou anaerobiose devido ao alto teor de matéria orgânica, decorrente da grande produtividade do sistema, que promove um alto consumo de oxigênio nos processos oxidativos. Em áreas temporariamente inundáveis, esta é a principal característica que determina a adaptação da vegetação tão específica a níveis muito baixos de oxigênio dissolvido.

Os sistemas naturais têm funções que são fundamentais dentro dos ecossistemas onde estão inseridos, entre as quais se destacam (SALATI, 2003):

- a) A capacidade de regularização dos fluxos de água, amortecendo os picos de enchentes.
- b) A capacidade de modificar e controlar a qualidade das águas.
- c) Sua importância na função de reprodução e alimentação da fauna aquática, incluindo os peixes.
- d) A proteção da biodiversidade como área de refúgio da fauna terrestre.

e) O controle da erosão, evitando o assoreamento dos rios.

Portanto, o sistema zona de raízes detém todos os processos ocorridos na natureza, mas com possibilidade de controle pelo homem. Ao projetar o sistema tem-se a liberdade para definir a composição do substrato, o tipo de vegetação, o local, o sistema hidráulico e pré-determinar o tempo de detenção hidráulica. Os sistemas zona de raízes são desenhados e operados para cumprir certos padrões de desempenho de forma a atender a legislação estabelecida para a disposição de efluentes (BRIX, 1993; SALATI, 2003; NOGUEIRA, 2003; TONIATO, 2005).

Estes sistemas definem uma tecnologia de tratamento biológico de esgotos e despoluição de águas. As raízes das plantas, conjuntamente com o substrato e toda uma comunidade microbiana, modificam a qualidade da água por meio de processos físicos, químicos e biológicos, imitando de forma controlada e monitorada os processos que ocorrem em áreas alagadas naturais. A simplicidade e o funcionamento natural de um sistema zona de raízes escondem a complexidade das interações necessárias para o tratamento efetivo dos esgotos. O sucesso na construção e operação do sistema requer conhecimento e entendimento básico dos componentes e das inter-relações que o compõem (TONIATO, 2005).

Segundo Cunha (2006), o período inicial de um novo sistema zona de raízes é crítico. Este início do sistema inclui a seleção e o transplante das plantas e é um momento no qual o solo, as plantas e os microorganismos se ajustam às condições hidrológicas do meio. Tais sistemas podem, como todo sistema vivo, tolerar melhor as mudanças se for permitido um tempo para sua estabilização. Alguns processos de remoção requerem curtos períodos para se estabilizarem, mas outros podem exigir meses ou anos.

Devido à considerável diferença da área superficial com a profundidade, onde se tem grande área e pouca profundidade, há uma forte interação do sistema com a atmosfera, ou seja, interage com o clima local. Assim, sistemas naturais como estações de tratamento de esgoto com plantas são dependentes das condições climáticas. O clima é importante fator a ser considerado, podendo afetar o balanço de água e, portanto, influir na taxa de aplicação do esgoto, no prolongamento das fases de crescimento da cultura, no número de dias por ano que um sistema de tratamento poderá ser operado, na capacidade requerida de armazenamento dos esgotos e na variação da vazão (FONSECA, 2005).

De acordo com Costa (2004) e Sezerino (2006), a eficiência do sistema zona de raízes está diretamente ligada às condições climáticas. O tratamento do esgoto em temperaturas mais elevadas, além de possibilitar maiores perdas por evapotranspiração, proporciona atividade microbiológica mais intensa, que aumenta a capacidade de depuração

do esgoto, enquanto em temperaturas tendendo a 0° C a eficiência do tratamento é afetada em todos os mecanismos (FONSECA, 2005; TONIATO, 2005).

Segundo Kaick (2002) e Toniato (2005), o clima pode influenciar nas dimensões da unidade de tratamento. Países com clima tropical, onde a insolação ao longo do ano pode ser maior, permitem que as unidades tenham uma área menor que os países com climas temperados. Pode-se supor que essa otimização de área se deve à maior probabilidade de evapotranspiração da água pelo sistema que o clima quente proporciona. As regiões tropicais apresentam clima favorável para um excelente desempenho de sistemas zona de raízes no tratamento de esgotos (HARBEL, 1999; HUSSAR, 2001). Portanto, no Brasil, além de questões econômicas, culturais e sociais, as condições climáticas são favoráveis às estações que utilizam plantas no tratamento do esgoto.

Os sistemas zona de raízes são classificados principalmente quanto às suas características hidráulicas (fluxo superficial ou fluxo subsuperficial), sentido do fluxo (vertical ou horizontal) e vegetação preponderante (submersas, flutuantes ou emergentes). Tais sistemas são utilizados em todas as partes do globo terrestre no tratamento de esgotos e têm maior aplicação como tratamento secundário e/ou polimento de esgotos domésticos, bem como no tratamento de águas de chuva, tratamento de esgotos de agroindústrias e no tratamento do lodo oriundo de unidades de tratamento de esgotos domésticos (KADLEC; KNIGHT, 1996; IWA, 2000; LIÉNARD, 2005).

Comumente, o sistema com plantas é utilizado como tratamento secundário definido como: um processo predominantemente biológico que pode atuar sobre o esgoto primário, preliminar ou mesmo sobre o esgoto bruto, quando livre de material grosseiro. O tratamento secundário objetiva principalmente a remoção de matéria orgânica e, eventualmente, de nutrientes (nitrogênio e fósforo). O sistema com plantas pode também ser utilizado como tratamento terciário definido como: o processo que remove poluentes específicos (usualmente tóxicos ou não biodegradáveis) ou ainda, a remoção complementar de poluentes não suficientemente removidos no tratamento secundário (DACACH, 1991; McGHEE; STEEL, 1991; SPERLING, 1996a). Em alguns casos, o sistema com plantas pode ser utilizado no tratamento primário, desde que o esgoto bruto esteja livre de material grosseiro (SOLANO; SORIANO; CIRIA, 2004; ALMEIDA, 2005).

A aplicabilidade do sistema é verificada desde para residências uni-familiares até para pequenas comunidades, como clubes, universidades, condomínios, dentre outros. Por sua simplicidade conceitual e facilidade de construção, pelo seu baixo consumo de energia, pela

sua incorporação à paisagem, por sua versatilidade e longevidade, os sistemas zona de raízes são aplicados no tratamento de esgotos para diferentes propósitos (Quadro 1).

**Quadro 1** Possibilidades de aplicações dos princípios dos sistemas zona de raízes.

<b>Aplicação</b>	<b>Conceito</b>	<b>Uso</b>
Tratamento Primário e Secundário	Tratamento de esgoto, incluindo remoção de nutrientes.	Indicados para pequenas comunidades, hotéis, condomínios e casas isoladas e tratamento de dejetos de confinamentos (gado leiteiro e de corte, suinocultura).
Polimento Terciário	Caracterizado por Tempo de Detenção Hidráulico (TDH) elevado, principalmente para remoção de fósforo.	Tratamento de esgotos de indústrias de processamento de alimentos, papel, petroquímicas e abatedouros.
Desinfecção	Determina as condições de remoção de vários indicadores de microrganismos e suas condições de eliminação e monitoramento.	Explora o potencial dos sistemas zona de raízes em promover a remoção dos microrganismos patogênicos do esgoto.
Escoamento Superficial	Identificação de estratégias e locais apropriados ao manejo de escoamento superficial.	Possibilidade de utilização em microbacias.
Manejo de Materiais Tóxicos	Conhecimento e modelagem da remoção de substâncias tóxicas.	Tratamento de águas de minas de carvão e de chorume de aterro sanitário.
Manejo do Lodo	Longo tempo de disposição de resíduos que possam conter elevados níveis de metais pesados.	Desaguamento de lodo de estações de tratamento de esgoto.
Produção de Biomassa	Identificação, desenvolvimento de usos e viabilidade econômica de produtos gerados pelo sistema.	Pode ser utilizada na produção de ração animal, energia e biofertilizantes.
Tratamento de Águas Destinadas ao Reuso	Determinação de níveis de tratamento dos esgotos conforme o reuso pretendido.	Uso potencial para indústrias, confinamentos (gados e suínos), irrigações agrícolas, lavagem de calçadas e automóveis, rega de jardins e descargas sanitárias.

FONTE: Adaptado de Bavor *et al.* (1995)<sup>1</sup> e Kadlec (1995)<sup>2</sup>, citados por Valentim (2003).

A tecnologia de tratamento de esgoto por plantas está baseada em processos bióticos e abióticos. Os processos bióticos contemplam a ação de microrganismos (que

<sup>1</sup> BAVOR, H. J.; ROSER, D. J.; ADCOCK, P. W. Challenges for the development of advanced constructed wetlands technology. **Water Science and Technology**, vol. 32, n° 3, p. 13-20, 1995.

<sup>2</sup> KADLEC, R. H. Overview: surface flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, vol. 32, n° 3, p. 1-12, 1995.

crecem aderidos à fração sólida do substrato ou na raiz e no colo das plantas) de mineralizar o material orgânico presente na água residuária e transformar formas químicas (ex. nitrificação-desnitrificação) e das plantas em absorver nutrientes presentes na solução do meio. Os processos abióticos incluem a precipitação química, a sedimentação e a adsorção de íons no substrato (LIN *et al.*, 2005; BRASIL; MATOS; SOARES, 2007). No sistema, os processos físicos, químicos e biológicos de tratamento ocorrem quando esgotos, solo, plantas, microrganismos e atmosfera interagem (COSTA, 2004).

Kickuth (1998) e Fonseca (2005) salientam que a eficiência alcançada não é mérito exclusivo das plantas ou qualquer outro componente isoladamente, mas é o complexo “substrato-microbiota-vegetação” que assegura o tratamento. A depuração dos esgotos é promovida pela interação das seguintes ações (ALMEIDA, 2005):

a) Ação de filtragem mecânica: a qual depende fundamentalmente da estrutura, da granulometria e da composição química do substrato.

b) Ação físico-química: para retenção de ânions e cátions. Esta ação está intimamente ligada com a capacidade de troca catiônica do substrato.

c) Ação biológica microbiota: os microrganismos que decompõem a matéria orgânica e ativam os processos biogeoquímicos.

d) Ação biológica vegetativa: as plantas que crescem e retiram nutrientes ao mesmo tempo em que o sistema radicular melhora as condições físico-químicas do substrato.

### 3.1.2.1 Vantagens e desvantagens dos sistemas zona de raízes

De acordo com USEPA (2000); USDA (2002); Arias e Brix (2003); Salati (2003); Parkinson; Siqueira e Campos (2004) e Naime e Garcia (2005), as vantagens do tratamento de esgotos por meio de sistemas zona de raízes são:

a) Custos: os sistemas zona de raízes apresentam baixos custos de implantação e manutenção quando comparados a outras opções de tratamento.

b) Operação e manutenção: a operação e a manutenção são periódicas não necessitando de uma atenção diária. A manutenção não requer mão de obra qualificada.

c) Eficiência no tratamento: a eficiência do sistema zona de raízes é elevada (normalmente cerca de 65% a 85%) no que se refere a redução da carga orgânica poluidora e remoção de patogênicos, ou seja, um dos parâmetros que caracterizam a qualidade dos recursos hídricos.

d) Processos biológicos naturais: os sistemas zona de raízes apresentam características dos alagados naturais provendo *habitat* para muitos organismos, favorecendo a criação de nichos ecológicos.

e) Paisagens e aromas: os sistemas zona de raízes contribuem com uma forma estética e harmoniosa, podendo ser usadas plantas ornamentais, que favorecem o efeito paisagístico e aromático. Esse é um dos pontos que ajudam na aceitação do sistema pela sociedade.

f) Biomassa: ocorre grande produção de biomassa em sistemas zona de raízes que pode ser utilizada na produção de ração animal, energia, biofertilizantes e confecção artesanal.

g) Produção residual: os sistemas zona de raízes não produzem biossólidos residuais ou lodo que possa requerer subsequente tratamento e disposição.

h) Vetores e mau odor: mosquitos, insetos e mau odor não são observados em sistemas zona de raízes de fluxo sub-superficial, uma vez que o nível do esgoto é mantido abaixo da superfície da camada de substratos.

i) Reuso: os sistemas zona de raízes são tecnologias que produzem efluentes com qualidade, podendo ser usados na agricultura e piscicultura, bem como com qualidade bem próxima da normatização para reuso doméstico de fins não potáveis, uma vez que removem carga orgânica, organismos patogênicos e substâncias tóxicas.

As desvantagens e limitações dos sistemas zona de raízes são (USEPA, 2000; USDA, 2002; PARKINSON; SIQUEIRA; CAMPOS, 2004):

a) Área: os sistemas zona de raízes normalmente requerem de menos que um até seis metros quadrados de estação de tratamento por habitante (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

b) Clima: a eficiência do tratamento pode ser comprometida pelas mudanças meteorológicas, tais como chuvas sucessivas ou secas prolongadas. Em clima frio ou baixas temperaturas a taxa de remoção de DBO, NH<sub>3</sub> e NO<sub>3</sub> pode ser reduzida. Um aumento do tempo de detenção pode compensar essa redução.

c) Comunidade biológica: os componentes biológicos são sensíveis a taxas constantes de substâncias químicas tóxicas, tais como amônia e pesticidas.

d) Poluentes: crescimento súbito ou picos de poluentes em fluxos do esgoto podem temporariamente reduzir a eficácia do tratamento.

e) Desempenho operacional: podem ocorrer obstruções nas tubulações de entrada assim como na saída do sistema de drenagem, podendo causar maus odores provenientes de afloramento do esgoto na camada superficial.

f) Vazão: alguns picos de vazão podem prejudicar o sistema. Dependendo do substrato, pode causar afloramento e empoçamento do esgoto.

g) Manutenção: deve-se proceder à poda das plantas durante o ano todo e a areia que compõe o substrato deve ser lavada e trocada a cada cinco anos ou em menos tempo.

h) Vetores: mosquitos, insetos e mau odor podem ser um problema em sistemas zona de raízes de fluxo superficial uma vez que o esgoto fica exposto.

Contudo, diante das vantagens e desvantagens vistas, o sistema torna-se vantajoso por ser natural e auto-sustentável. Os sistemas zona de raízes e sistemas convencionais envolvem as mesmas transformações bioquímicas e físicas do poluente, porém, o primeiro sistema citado é considerado natural e auto-sustentável. Devido às condições que o meio favorece, os elementos atuantes (vegetação e microrganismos) agem no tratamento dos esgotos sem o fornecimento de qualquer fonte de energia induzida para acelerar os processos, os quais ocorrem de forma espontânea, ou seja, naturalmente (SALATI, 2003; CUNHA, 2006; SEZERINO, 2006). O sistema é dependente apenas de fontes renováveis de energia, incluindo a radiação solar, a energia cinética eólica, a energia química livre das precipitações e a energia potencial armazenada na biomassa e no substrato (KADLEC; KNIGHT, 1996).

As unidades do sistema zona de raízes podem ser confeccionadas em alvenaria ou pré-moldadas. Em ambos os casos devem ser impermeáveis, a fim de se prevenir perdas líquidas por infiltrações e possíveis contaminações do solo e das águas subterrâneas (TONIATO, 2005). Estes sistemas apresentam como componentes principais as plantas, os substratos, os microrganismos e a coluna d'água (CUNHA, 2006).

### 3.1.2.2 O papel das plantas no sistema zona de raízes

A planta é o principal e mais atuante componente no processo de tratamento de esgoto do sistema zona de raízes. Existem vários termos para definir estas plantas devido à ambigüidade nas definições e à complexidade de sua classificação, sendo os termos usuais: hidrófitas, macrófitas aquáticas, hidrófitas vasculares, plantas aquáticas e plantas aquáticas vasculares (GUNTENSPERGEN; STEARNS; KADLEC, 1988<sup>3</sup>, citados por VALENTIM, 2003). O termo macrófitas é o mais utilizado para identificar estas plantas aquáticas que apresentam grande capacidade de adaptação e amplitude ecológica, habitando ambientes

---

<sup>3</sup> GUNTENSPERGEN, G. R.; STEARNS, F.; KADLEC, J. A. Wetland vegetation. *Anais... 1<sup>st</sup> International Conference on Constructed Wetlands for Wastewater Treatment, Chattanooga – Tennessee: USA, vol. I, n<sup>o</sup> 5, p. 73-88, 1988.*

variados de águas correntes ou estacionárias doce, salobra e salgadas e em solos saturados ou alagados, ou junto destes (ESTEVES, 1998).

Devido as áreas alagáveis apresentarem níveis muito baixos de oxigênio dissolvido, o ambiente seleciona plantas específicas que se adaptam a tais condições de anoxia ou anaerobiose (SALATI, 2000; BECCATO, 2004). Assim, diversas plantas não se adaptam, pois sofrem vários distúrbios em seu metabolismo, reduzindo tanto o crescimento vegetativo como o reprodutivo, sendo naturalmente extintas pelo meio. Apesar de tal agressividade, existem várias espécies de plantas que respondem favoravelmente ao meio anóxico, por meio da formação de espaços intercelulares amplos, capazes de transportar oxigênio até suas raízes. Tais espaços são denominados aerênquimas (DREW, 1997).

As plantas podem ser classificadas em função de sua localização e mobilidade, de acordo com os seguintes grupos (DEUBER, 1992; VALENTIM, 1999):

a) Marginais ou de talude: são espécies de terra seca, ou terrestres, que ocorrem nas bordas ou margens de canais, lagos, represas ou rios, aproveitando-se das excelentes condições de umidade que aí ocorrem. As espécies de *Cyperus* e diversas gramíneas como o capim Angola (*Urochloa mutica*) adaptam-se muito bem a essas condições. As sementes das espécies que se desenvolvem nas margens de canais e de rios podem disseminar-se amplamente e atingir grandes distâncias pelos cursos de água, principalmente, quando a água for utilizada para irrigação.

b) Flutuantes: estas espécies ocorrem livremente na superfície das águas, com suas raízes submersas e suas folhas geralmente fora da água. As plantas flutuantes são arrastadas facilmente de um lado para outro pelos ventos e são, também, levadas pelas correntezas dos rios, riachos e canais. As espécies flutuantes causam problemas de navegabilidade, aumentam as perdas de água por transpiração e podem prejudicar o uso de lagos e represas.

c) Submersas: estas plantas vivem inteiramente abaixo do nível da água. Algumas espécies têm suas raízes livres e são chamadas de submersas livres ou não ancoradas e podem ser arrastadas pela correnteza, é o caso de muitas algas micro e macroscópicas. Outras espécies submersas têm as suas raízes fixadas no fundo do corpo d'água e são chamadas de submersas ancoradas ou presas. As plantas submersas ancoradas são as que causam maior obstrução ao fluxo de água em canais, pois, retêm e acumulam restos de sólidos e restos de outras plantas, originando obstáculos ao fluxo.

d) Emergentes: são as plantas aquáticas cujas raízes estão ancoradas no fundo do corpo d'água, possuem longos talos ou caules e têm folhas na superfície da água ou acima

dela. De maior importância neste grupo temos a taboa (*Typha angustifolia* L.) pela sua agressividade e porte, sendo capaz de se espalhar por represas inteiras, desde que as represas não sejam profundas.

A distribuição e a presença destes tipos de macrófitas são determinadas por: concentração dos nutrientes na água, tipo de sedimento onde estão fixadas, profundidade da lâmina d'água, presença ou não de correnteza, turbidez, ataque de herbívoros e atividades humanas (APHA; AWWA; WPCF, 1995; WOOD; McATAMNEY, 1996; VALENTIM, 1999). Quando o meio aquático em que vivem recebe nutrientes (nitrogênio e fósforo), através de processos naturais, atividades agropecuárias ou mesmo pelo esgoto doméstico, apresentam elevada capacidade de reprodução. Nessas situações, essas plantas são geralmente consideradas infestantes e nocivas, pois obstruem rios, lagos e represas, impedindo a navegação e alterando o ecossistema aquático (KISSMANN, 1991).

O território brasileiro é rico em espécies vegetais com grande potencial para tratamento de esgoto com plantas. A maioria das espécies tem tolerância a períodos limitados de seca e vive perfeitamente em locais alagados ou inundados (COSTA, 2004). A grande diferença existente entre as macrófitas das regiões temperadas e das regiões tropicais é vista na concentração de nutrientes na biomassa. A dinâmica de retirada e liberação de nutrientes torna-se constante em regiões tropicais, motivado pelo contínuo processo de nascimento e morte de indivíduos. Esta dinâmica típica dessas regiões é causada pela ausência de estações climáticas definidas (SEZERINO, 2006).

De forma geral, as macrófitas têm grande importância no equilíbrio do ambiente e trazem grandes benefícios ao servirem de abrigo, refúgio e alimento a várias espécies. Já no tratamento de esgoto, segundo Valentim (1999), os benefícios das macrófitas no sistema podem ser assim sumarizados:

a) Tratamento de esgotos: o primeiro benefício das plantas é promover um tratamento aeróbio e anaeróbio do esgoto, retirando sólidos suspensos e microrganismos patogênicos e conseqüentemente diminuindo a carga orgânica dos esgotos.

b) Controle de odor: um segundo benefício visto é o biofiltro de odor, promovido pelas plantas conjuntamente com o substrato, limitando o odor e possibilitando a instalação do sistema próximo à comunidade que irá servir. Algumas vegetações vão além da inibição do odor e liberam aromas em determinados períodos do dia.

c) Estético: o terceiro benefício da vegetação é a estética e o apelo ecológico. Há plantas que embelezam o ambiente com flores e perfuma-o com seus aromas, a exemplo da

espécie *Hedychium coronarium*, conhecida por Lírio do Brejo. Além disto, promovem atração de aves e insetos agradáveis, como beija-flor e borboleta.

d) Controle de insetos indesejáveis: outro benefício está ligado à massa superficial (planta e meio suporte) que limita o desenvolvimento de vários insetos perturbadores e vetores de doenças, como moscas, mosquitos e pernilongos.

Para Brix (1994a, 1997), Reed, Crites e Middlebrooks (1995), Usepa (1988) e Tanner (2001), as macrófitas aquáticas devem desempenhar os seguintes papéis no sistema de tratamento de esgotos:

a) Facilitar a transferência de gases ( $O_2$ ,  $CH_4$ ,  $CO_2$ ,  $N_2O$  e  $H_2S$ ).

b) Estabilizar a superfície do leito, pela formação de denso sistema radicular, protegendo o sistema do processo erosivo e impedindo a formação de canais de escoamento preferencial na superfície do leito.

c) Absorver macronutrientes (N e P) e micronutrientes (incluindo metais).

d) Suprir, com subprodutos da decomposição de plantas e transpiração das raízes, carbono biodegradável para possibilitar a ocorrência do processo de desnitrificação.

e) Atuar como isolante térmico nas regiões de clima temperado.

f) Proporcionar *habitat* para vida selvagem ou agradável aspecto estético nas unidades de tratamento uni-domiciliares (residências, hotéis e hospitais).

Enfim, as plantas utilizam suas raízes, seu colo e o sistema foliar no processo de tratamento do esgoto. No colo da planta é formado um filme biológico. As raízes absorvem os macro e micro elementos mineralizados do material orgânico e disponíveis no substrato. O sistema foliar utiliza os macro e micro elementos no processo de fotossíntese e produção de matéria seca (FONSECA, 2005). Além disto, as plantas produzem toxinas que atuam na eliminação de coliformes e outros microrganismos patogênicos (STEGEMANN, 1995<sup>4</sup>, citado por KAICK, 2002).

#### **3.1.2.2.1 Transferência de oxigênio ao substrato**

O bom desempenho dos sistemas zona de raízes está ligado à potencialidade das plantas em suprir a demanda respiratória dos tecidos das raízes, bem como oxigenar a rizosfera. O transporte de oxigênio para a área em torno da rizosfera, que segundo Ambros, Ehrhaedt e Kerschbaumer (1998) chega a 5 g de oxigênio por  $m^2$  por dia, é de suma

---

<sup>4</sup> STEGEMANN, C. Na raiz do problema. *Revista Globo Rural*, São Paulo, n. 117, p. 7-10, ano 10, jul. 1995.

importância para o processo de tratamento dos esgotos, pois proporciona condições para a decomposição de matéria orgânica, bem como para o crescimento de bactérias nitrificadoras (NOGUEIRA, 2003; ALMEIDA, 2005).

O sistema radicular das macrófitas apresenta parênquimas com espaços intercelulares muito amplos os quais são denominados aerênquimas. Aerênquima é uma especialização do tecido parenquimático em que as plantas desenvolvem grandes espaços intercelulares preenchidos por gases, geralmente interligados, formando uma fase gasosa contínua que se ramifica por todo o tecido (MAUSETH, 1988<sup>5</sup>, citado por DANTAS; ARAGÃO; ALVES, 2001). Esta estrutura presente em folhas, pecíolos, caules e raízes, surge por separação (esquizogenia) ou por lise de células (lisigenia), de maneira constitutiva ou em resposta a um estímulo ambiental (SCHUSSLER; LONGSTRETH, 1996).

A formação do aerênquima em macrófitas é, portanto, uma adaptação destas plantas à baixa disponibilidade de oxigênio no meio em que vivem. De acordo com Dantas, Aragão e Alves (2001), a formação de aerênquimas é conhecida como uma das mais importantes adaptações anatômicas pelas quais as plantas passam quando são submetidas à deficiência de oxigênio. Esse tecido se desenvolve pela ação de enzimas de degradação ou afrouxamento da parede celular. Segundo Maricle e Lee (2002), a formação de aerênquima permite às plantas tolerantes ao encharcamento resistirem à deficiência de oxigênio por aumentar a eficiência metabólica e facilitar o transporte interno de oxigênio. Os aerênquimas reduzem o volume de tecido respirante, diminuindo a demanda metabólica da planta.

A lacuna do aerênquima pode formar um caminho livre para o transporte de oxigênio atmosférico das folhas para as pontas das raízes, caso contrário pode ser causado pela cuticularização e suberização da hipoderme da raiz que associada à diminuição da permeabilidade do gás nas paredes da raiz proporciona o decréscimo da liberação de oxigênio. O efeito que a liberação de oxigênio tem sobre a oxidação da rizosfera é evidente pela mudança padrão dos depósitos de íon ferro nas raízes. Nota-se que quando a oxigenação da rizosfera é satisfatória uma quantidade maior de ferro precipitado é usualmente removida da superfície da raiz (BRIX, 1997).

A liberação de oxigênio pelas raízes das plantas depende, portanto, da concentração interna de oxigênio, da demanda média de oxigênio e da permeabilidade das paredes da raiz, sendo estes fatores influenciados pelo clima, pela espécie vegetal, pelo tipo de leito e pelo manejo do sistema (VALENTIM, 2003)

---

<sup>5</sup> MAUSETH, J. D. *Plant anatomy*. Menlo Park: The Benjamin: Cummings, 1988. 560 p.

### ***3.1.2.2.2 Evapotranspiração no sistema zona de raízes***

De acordo com Toniato (2005), a taxa de evapotranspiração é uma característica de sistemas de tratamento de esgotos por zona de raízes que influencia consideravelmente na eficiência do processo. Segundo Zanella (2008), se não for considerada a perda de água por evapotranspiração, a eficiência do sistema estará sendo subestimada.

A evapotranspiração é resultado da ação conjunta de evaporação mais transpiração dos vegetais, influenciadas por vários fatores como: raios solares, temperatura, velocidade do vento, tipo de substrato e teor do esgoto. No sistema zona de raízes o esgoto retido no leito sofre perdas por meio da evaporação direta da própria superfície do substrato e pela transpiração dos vegetais, que por ação metabólica retiram água do esgoto do leito por meio das raízes, que é transferida para as folhas e em seguida evapora (AYOADE, 2003; BRASIL, 2006; ZANELLA, 2008).

A porcentagem de água perdida por evapotranspiração é bastante considerável, embora praticamente nenhum trabalho cite essa influência (ZANELLA, 2008). A evapotranspiração é um termo significativo do balanço hídrico para os sistemas zona de raízes, especialmente em regiões de clima quente e seco, já que boa parte da água pode ser perdida do sistema devido à evapotranspiração. De acordo com Usepa (1988), a evapotranspiração influencia significativamente no tempo de detenção dos sistemas zona de raízes, podendo este aumentar em períodos quentes.

Tendo em vista que cerca de 70% a 75% da precipitação média anual, na terra, volta à atmosfera por meio da evapotranspiração (BRASIL, 2006), a medição dessa perda em sistemas zona de raízes é de suma importância, tanto para controle visando a disposição final e/ou reuso, como para cálculo de eficiência do sistema. Zanella (2008) e Girarldi, Lucarini e Iannelli (2006) salientam que os estudos realizados sobre perdas de água por evapotranspiração em solos agrícolas não podem ser usados em sistemas zona de raízes, já que as condições de utilizações do sistema são bastante diversas.

Leitos operados em sistema de escoamento sub-superficial são sujeitos a perdas menores através da superfície, quando comparados àqueles operados em sistema de escoamento superficial (TROTTER; THONSON; COLEMAN, 1994). Segundo Zanella (2008), a perda de água em sistemas vegetados é 2,8 vezes maior que em sistemas não vegetados.

### 3.1.2.2.3 Seleção das plantas

A seleção das plantas para uma estação de tratamento deve ser criteriosa. A planta selecionada deverá atender requisitos mínimos propostos pelo sistema como sobreviver e desenvolver em meio anóxico saturado e alcançar eficiência a níveis aceitáveis no tratamento do esgoto. Deve-se considerar ainda nesse processo seletivo os aspectos de sanidade das plantas, a viabilidade do seu cultivo em longo prazo e aspectos estéticos (ALMEIDA, 2005).

Uma das plantas utilizadas é a *Hedychium coronarium*, nativa da região do Himalaia, na Ásia tropical (MACEDO, 1997). A palavra *Hedychium* vem do grego e significa “neve doce”. A palavra *coronarium*, do latim e significa “coroa” (KISSMANN, 1991). *Hedychium coronarium*, no Brasil, é comumente conhecida por Lírio do Brejo, mariazinha-do-brejo e gengibre-branco (KISSMANN, 1991; MACEDO, 1997). Trata-se de uma monocotiledônea da família Zingiberaceae, rizomatosa, de hábito herbáceo perene (SANTOS; PEDRALLI; MEYER, 2005)

O Lírio do Brejo apresenta parte aérea organizada em caule simples cilíndrico, avermelhado na base, folhas lanceoladas de distribuição alternada (KISSMANN, 1991), inflorescência em espiga, com brácteas imbricadas, flores com corolas brancas ou amarelopálidas e estaminódios petalóides (MACEDO, 1997). A espécie apresenta tanto a reprodução sexuada, por formação de sementes, quanto assexuada, pela produção de hastes aéreas a partir do rizoma (STONE; SMITH; TUNISON, 1992). Os polinizadores noturnos são as mariposas, em virtude da coloração branca e do aroma atrativo das flores (ENDRESS, 1994).

A escolha de tal planta ocorreu em decorrência de suas características morfológicas e fisiológicas. Esta planta apresenta grande porte vertical, vasto enraizamento, mecanismo eficiente de aeração das raízes que contribui significativamente no tratamento do esgoto, além de proporcionar um efeito estético e aromático, particular da espécie. Em decorrência destas características predominantes, o Lírio do Brejo recebe classificação de macrófitas emergentes.

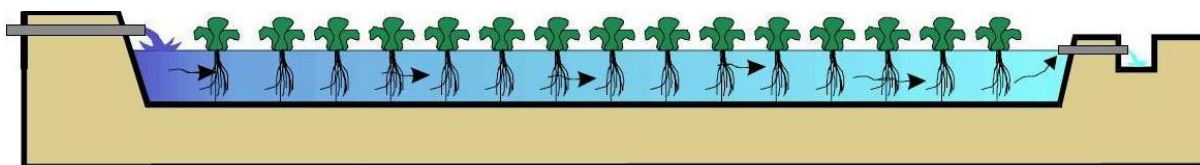
Existe uma grande variedade de macrófitas aquáticas que podem ser utilizadas no tratamento de esgotos. Todavia, é necessário que essas plantas apresentem tolerância a condições de alagamento contínuo conjugado com altas concentrações de poluentes presentes nos esgotos (DAVIS, 1995). Simultaneamente, ao juntar-se com os demais componentes do sistema, devem apresentar boa eficiência, evitar inconvenientes como insetos e mau odor, oferecer elementos necessários para atuação de microrganismos aeróbios e anaeróbios, e

proporcionar um efeito paisagístico. As macrófitas emergentes são as mais adequadas para atender tais ações de maneira simultânea.

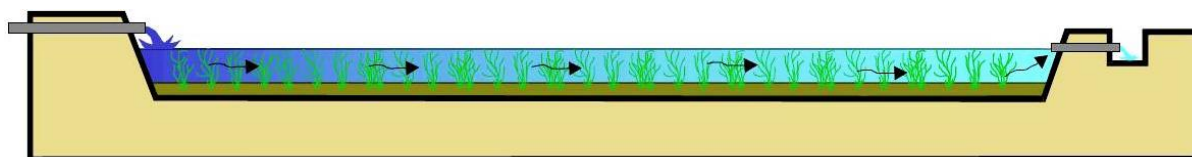
As plantas aquáticas emergentes crescem em lâminas de água de 50 cm acima da superfície do solo até uma profundidade de 150 cm ou mais, sendo as formas de vida dominantes em áreas alagadas. Em geral tais plantas produzem colmos e folhas aéreas e um extenso sistema de raízes e rizomas. A profundidade de penetração do sistema radicular, e a consequente exploração de um determinado volume de sedimento, ocorre diferentemente para cada espécie (BRIX, 1993; SALATI, 2003; NOGUEIRA, 2003).

A denominação sistema com macrófitas emergentes foi efetivada seguindo a predominância da vegetação. Tendo em vista a diversidade de macrófitas aquáticas que podem ser utilizadas nestes sistemas e suas combinações, Brix (1993) classificou os diferentes projetos existentes de acordo com a forma de vida da vegetação predominante no sistema. Os sistemas foram denominados da seguinte forma (BRIX, 1993; ARIAS; BRIX, 2003):

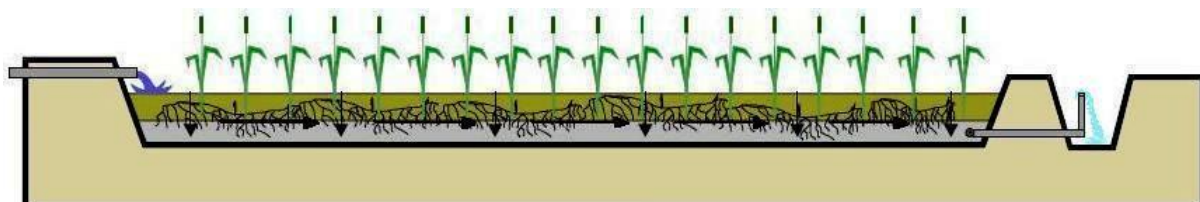
- a) Sistemas de tratamento com plantas aquáticas flutuantes livres (Figura 1);
- b) Sistemas de tratamento com plantas aquáticas submersas (Figura 2);
- c) Sistemas de tratamento com plantas aquáticas emergentes (Figura 3)



**Figura 1** Sistema de tratamento de esgoto baseado em plantas aquáticas flutuantes livres.  
FONTE: Salati (2000).



**Figura 2** Sistema de tratamento de esgoto baseado em plantas aquáticas submersas.  
FONTE: Salati (2000).

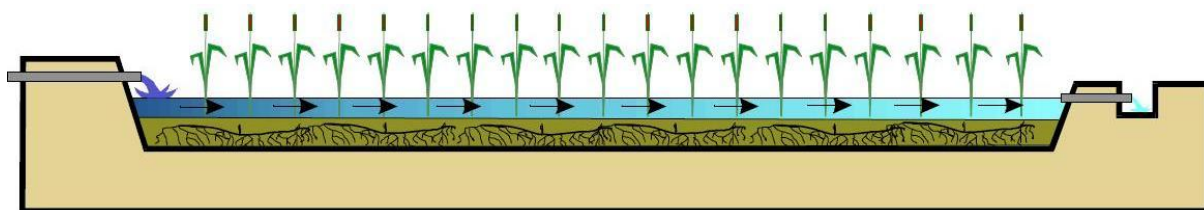


**Figura 3** Sistema de tratamento de esgoto baseado em plantas aquáticas emergentes.  
FONTE: Salati (2000).

Espécies típicas de plantas aquáticas emergentes são os juncos: *Phragmites australis*, *Typha* sp. e *Scirpus lacustris*. Todas são morfológicamente adaptadas para o

desenvolvimento em sedimentos inundados em decorrência dos aerênquimas (50% a 70% do volume total da planta) capazes de transportar oxigênio ( $O_2$ ) para as raízes e rizomas (BRIX, 1993).

De acordo com Salati (2000) e Toniato (2005), no sistema com plantas aquáticas emergentes há possibilidade de se trabalhar com diferentes regimes hidráulicos, que são definidos pelo sentido predominante que o líquido percorre dentro do sistema, assim denominados fluxo sub-superficial (horizontal ou vertical) e fluxo superficial. Cada tipo de fluxo proporciona um grau diferente de interação do esgoto com a raiz, rizomas, substratos e colônias microbianas. Um sistema zona de raízes de fluxo superficial consiste de canais relativamente rasos e tem o esgoto percorrendo em baixa velocidade sobre a superfície do solo, passando entre caule e raízes das plantas (Figura 4). Estes sistemas precisam de solo para dar suporte às plantas (TONIATO, 2005).



**Figura 4** Sistema de tratamento de esgoto com plantas aquáticas emergentes e fluxo superficial.  
FONTE: Salati (2000).

No Quadro 2 podem ser vistas diferenciações básicas de projetos entre os sistemas zona de raízes de fluxo superficial com os de fluxo sub-superficial, bem como possíveis valores que podem ser adotados para projeto e construção.

**Quadro 2** Diferenciações básicas e possíveis critérios de projetos entre os sistemas zona de raízes de fluxo superficial e fluxo sub-superficial.

Parâmetros	Fluxo Superficial	Fluxo Sub-superficial
Tempo de detenção (dias)	5-14	2-7
Altura da coluna d'água (m)	0,1-0,5	0,1-1,0
Relação comprimento/largura do leito	2:1 a 10:1	0,25:1 a 5:1
Controle de mosquitos	Requer	Não requer
Frequência de colheita (ano)	3-5	3-5
DBO <sub>5</sub> máxima ( $g\ m^{-2}\ d^{-1}$ )	8	7,5
DQO máxima ( $g\ m^{-2}\ d^{-1}$ ) <sup>1</sup>	3,2-6,4	3,0-6,0
Carga hidráulica ( $L\ m^{-2}\ d^{-1}$ )	7-60	2-30

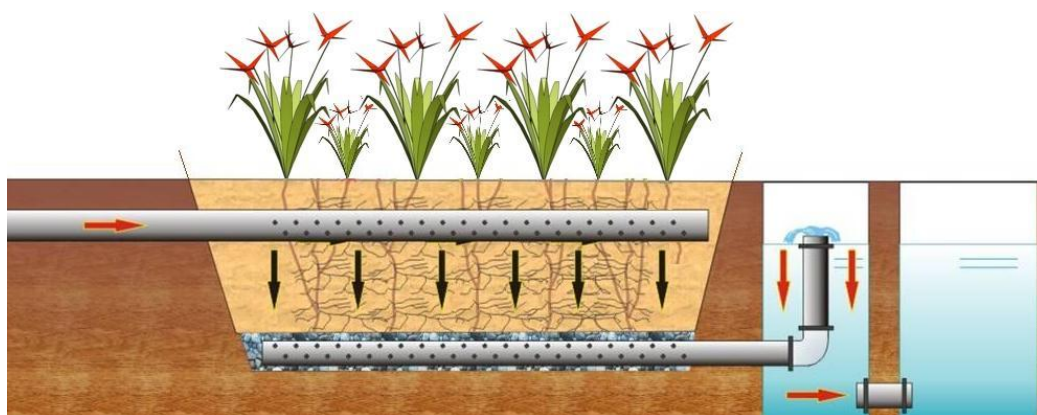
FONTE: Adaptado de Wood e Mcatamney (1996)<sup>6</sup> citados por Valentim (2003)

<sup>1</sup>Razão entre DBO<sub>5</sub>/DQO variando entre 0,4 e 0,8 (METCALFY; EDDY, 1991).

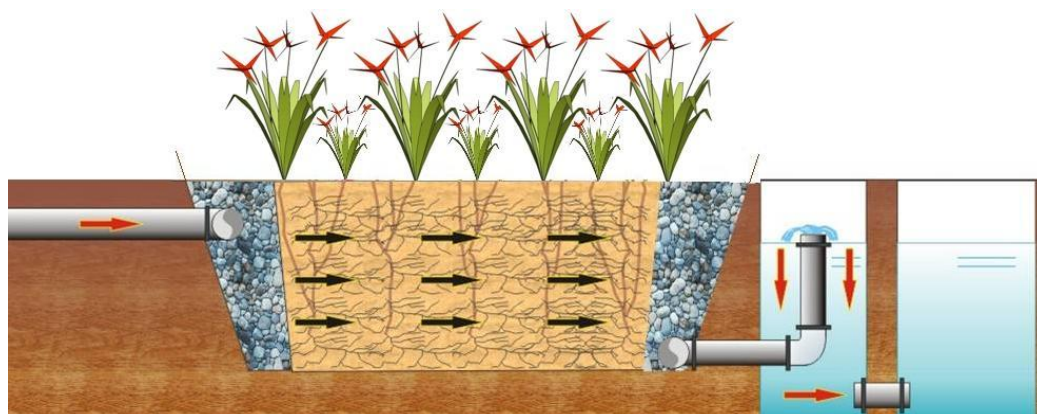
<sup>6</sup> WOOD, R. B.; McATAMNEY, C. F. Constructed wetlands for wastewater treatment: the use of laterite in the bed medium in phosphorus and heavy metal removal. *Hidrobiologia*, vol. 340, p. 323-331, 1996.

Comparando os dois tipos de fluxo na construção, o sub-superficial requer uma área menor para o sistema e, não têm o fluxo de esgoto exposto ao ambiente, reduzindo as chances de contato com o contaminante e a proliferação de insetos indesejáveis. Por outro lado, os sistemas zona de raízes de fluxo superficial tendem a serem mais baratos em sua construção, e menos suscetíveis a problemas de colmatção (TONIATO, 2005).

Segundo Kickuth (1977)<sup>7</sup>, citado por Melo Junior (2003) e Toniato (2005), neste sistema, o esgoto flui abaixo da superfície do substrato, através de uma matriz de areia, cascalho ou pedras britadas na qual as raízes das plantas se desenvolvem. Ao proporcionar que a lâmina d'água permaneça alguns centímetros abaixo da superfície do substrato, evita a proliferação de mosquitos e maus odores, e impossibilita qualquer contato de pessoas e/ou animais com o contaminante (ROSTON, 1994; TROTTER; THONSON; COLEMAN, 1994; SOUZA; BERNARDES, 1996; VALENTIM, 2003). Estes sistemas são essencialmente caracterizados pelo fluxo vertical (Figura 5) e fluxo horizontal (Figura 6).



**Figura 5** Sistema de tratamento de esgoto com plantas aquáticas emergentes e fluxo sub-superficial vertical.  
FONTE: Adaptado de Brix (1993).

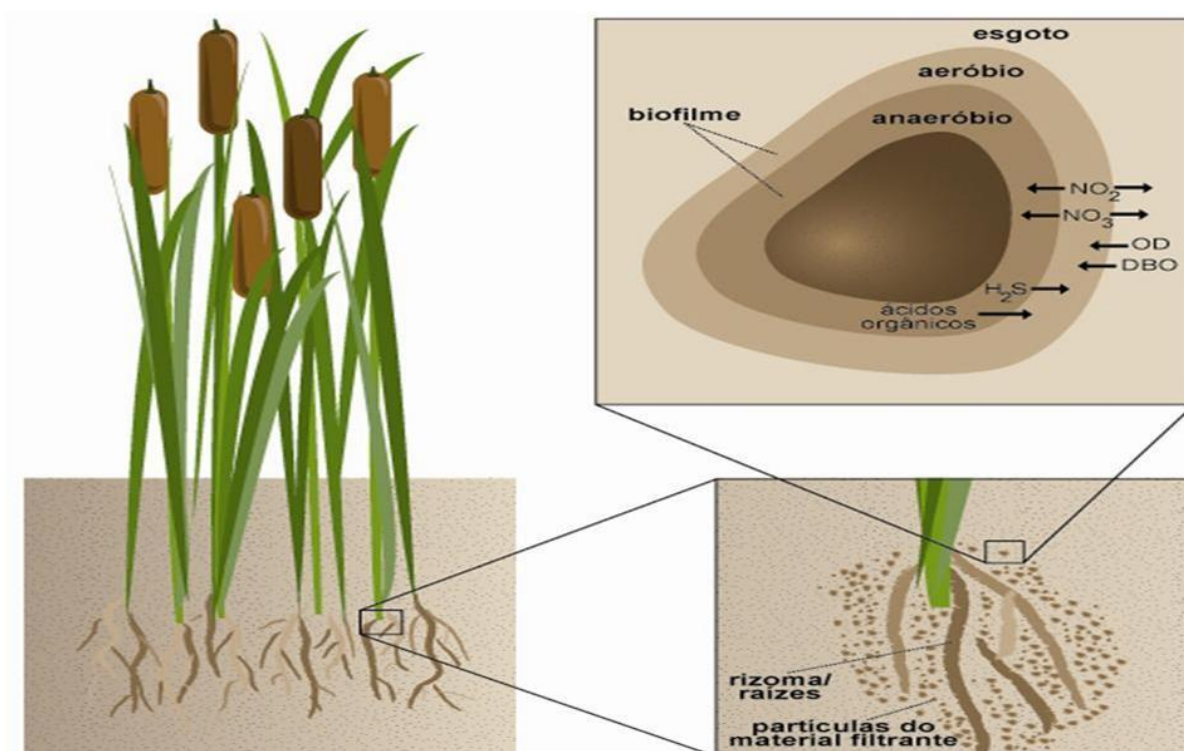


**Figura 6** Sistema de tratamento de esgoto com plantas aquáticas emergentes e fluxo sub-superficial horizontal.  
FONTE: Adaptado de Brix (1993).

<sup>7</sup> KICKUTH, R. Degradation and incorporation of nutrients from rural wastewaters by plant rhizosphere under limnic conditions. In: *Utilization of manure by land spreading*. Comm. Europ. Commun., EUR 5672e, London, p. 335-343, 1977.

O sistema construído para operar com o fluxo vertical requer uma área menor que os de fluxo horizontal, porém exige uma profundidade maior. As unidades de fluxo vertical têm sua metragem de comprimento próximo da largura, podendo até ser quadrada, diferente das unidades de fluxo horizontal que são tipicamente retangulares, usualmente com o comprimento duas vezes maior que a largura. Com a configuração de um canal longo e estreito, possibilita a translação mais prolongada do esgoto ao longo da zona de raízes e eventual maior tempo de contato entre as partes.

Durante a percolação, o esgoto passará por regiões aeróbias e anaeróbias. A camada aeróbia é mais evidente ao redor das raízes das plantas, pois estas tendem a transportar oxigênio da parte aérea para as raízes e, sobretudo, ocorrem nesta porção do leito filtrante uma significativa convecção e difusão de oxigênio atmosférico (COOPER *et al.*, 1996; BRIX, 1997; VYMAZAL, 1998). O processo de depuração e transformação dos componentes físicos, químicos e biológicos dos esgotos dá-se por meio de uma combinação de elementos e mecanismos. O princípio básico é a formação de biofilme aderido a um meio suporte e raízes das plantas (Figura 7), onde comunidades de microrganismos aeróbios e anaeróbios irão depurar a matéria orgânica e promover a transformação da série nitrogenada (nitrificação e desnitrificação). O oxigênio requerido é suprido pelas macrófitas e pela difusão atmosférica (SEZERINO, 2006).



**Figura 7** Representação esquemática da formação do biofilme aderido ao substrato e nas raízes.  
FONTE: Adaptado de Sezerino (2006).

O Quadro 3 apresenta os critérios de dimensionamento normalmente utilizados em sistemas zona de raízes de fluxo sub-superficial horizontal com macrófitas emergentes, de acordo com as junções de orientações dadas por Reed *et al.* (1988)<sup>8</sup>; Watson e Hobson (1989)<sup>9</sup>, citados por Melo Junior (2003); Kadlec; Knight (1996) e Cooper *et al.* (1996).

**Quadro 3** Critérios recomendados para dimensionamentos de sistemas zona de raízes com macrófitas aquáticas emergentes e com fluxo sub-superficial horizontal.

Critérios	Recomendações
Pré-tratamentos a montante do leito	tratamentos preliminares (gradagem, desarenação, etc) e, necessariamente, tratamento primário (sedimentação primária)
Carga orgânica	$< 150 \text{ Kg de DBO ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (normalmente $< 80 \text{ Kg de DBO ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ )
Carga hidráulica	para tratamento secundário: $< 5 \text{ cm d}^{-1}$ para tratamento terciário: $< 20 \text{ cm d}^{-1}$
Área específica	para tratamento secundário: $2,0 \text{ a } 5,0 \text{ m}^2 \text{ m}^{-1}$ para tratamento terciário: $0,7 - 1,0 \text{ m}^2 \text{ m}^{-1}$
Tempo de residência	$\pm 5$ dias
Comprimento/ Largura	2:1 ou 3:1
Substrato	solo, areia, pedras britadas, outros
Profundidade média do substrato	entre 0,6 m a 0,8 m
Condutividade do substrato	entre $1,10^{-3} \text{ ms}^{-1}$ a $3,10^{-3} \text{ ms}^{-1}$
Porosidade do substrato	entre 0,3 a 0,45
Declive do fundo	entre 1% a 2%
Impermeabilização	Poliolefinas, bentonita, outros.
Vegetação mais frequente	Junco ( <i>Scirpus</i> spp., <i>Typha</i> spp., <i>Phragmites australis</i> ), outras

FONTE: Adaptado de Melo Junior (2003).

\*Valores obtidos em pesquisas realizadas nos EUA e Europa, onde os climas são bem diferentes do Brasil.

<sup>8</sup> REED, S. C.; MIDDLEBROOKS, E. J.; CRITES, R. W. **Natural systems for waste management and treatment**. Mc-Graw-Hill Book Company: New York, 1988.

<sup>9</sup> WATSON, J. T.; HOBSON, J. A. Hydraulic design considerations and control structures for constructed wetlands for wastewater treatment. In: **Constructed wetlands for wastewater treatment. municipal, industrial and agricultural**. Hammer, D. A., Lewis Publishers, Chelsea, Michigan, p. 379-391, 1989.

Os sistemas com macrófitas emergentes de fluxo sub-superficial horizontal são os mais utilizados, pois além de desempenhar papéis comuns aos demais sistemas (destacando a utilização de substrato, o desenvolvimento de sistema radicular com superfície favorável à formação de biofilme, oxigenação da rizosfera e substratos por meio do sistema radicular das plantas, promoção de efeito paisagístico e aromático, estabilização da condutividade hidráulica), este sistema obtém vantagem de proporcionar que a lâmina líquida permaneça sempre abaixo da superfície do substrato, evitando insetos vetores, mau odor e impossibilitando contato humano e/ou animal com o contaminante, bem como propiciar maior tempo de contato entre o esgoto, raízes das plantas e substratos, oferecido pelo seu canal longo e estreito (NOGUEIRA, 2003; VALENTIM, 2003; ALMEIDA, 2005; BRASIL; MATOS; SOARES, 2007).

### 3.1.2.3 O papel do substrato no sistema zona de raízes

O substrato usado em sistemas zona de raízes pode ser definido como um material inerte, com grande área de superfície de contato, que tem a função de meio filtrante, meio suporte para microrganismos e meio fixador de raízes. Os substratos podem ser natural (areia, brita, solo), industrializado (anéis de PVC, anéis de plásticos) ou até mesmo materiais recicláveis (resíduos da construção civil moído, pneus triturados, entre outros). Os substratos mais utilizados são os naturais: o solo, a areia e a brita, por permitirem um fluxo regular e, no caso da brita, sem colmatção por um longo período de tempo (USEPA, 1999a).

A utilização do solo local é mais comum nos sistemas com escoamento superficial, pois possibilita um perfeito enraizamento das macrófitas e é mais viável economicamente do que a areia e brita. Dependendo da constituição, o solo pode remover diferentes poluentes presentes no esgoto, por mecanismos de precipitação/troca catiônica/adsorção, como é o caso do fósforo e de grande parte dos metais pesados. Porém, esta capacidade de remoção é temporária (menor que um ano) devido à saturação do meio suporte (MANSOR, 1998; USEPA, 1999a).

De acordo com Sezerino (2006), a utilização da brita, via de regra, está vinculada aos sistemas de escoamento sub-superficial de fluxo horizontal, onde se tem diferentes velocidades de percolação. Já a areia, segue o mesmo escoamento sub-superficial, mas pode ser empregada tanto nos sistemas de fluxo horizontal como nos sistemas de fluxo vertical. As areias, de forma geral, não apresentam um elevado potencial de adsorção dos macronutrientes solúveis presentes nos esgotos domésticos.

É o substrato que define a condutividade hidráulica nos sistemas zona de raízes (NOGUEIRA, 2003). A condutividade hidráulica do substrato é determinada pelo quociente entre o fluxo de água ( $q$ ) nesse substrato e o gradiente hidráulico ( $i$ ), ou seja, é determinado pela declividade da reta representada graficamente pela equação de Darcy,  $K_0 = - \Delta q / \Delta i$ . Qualitativamente, a condutividade hidráulica é importante para caracterizar os meios porosos em permeáveis (baixa resistência à passagem de água), semi-permeáveis (média resistência) e pouco permeáveis (alta resistência) (FONSECA, 2005). O Quadro 4 apresenta o coeficiente de permeabilidade para alguns tipos de solos.

**Quadro 4** Valores típicos do coeficiente de permeabilidade de solos.

Permeabilidade		Tipo de solo	$k$ (cm s <sup>-1</sup> )
Solos permeáveis	Alta	Pedregulhos	$> 10^{-3}$
	Alta	Areias	$10^{-3}$ a $10^{-5}$
	Baixa	Siltes e argilas	$10^{-5}$ a $10^{-7}$
Solos impermeáveis	Muito baixa	Argila	$10^{-7}$ a $10^{-9}$
	Baixíssima	Argila	$< 10^{-9}$

FONTE: UFSM (2010).

É o tamanho das partículas que determina o tamanho dos poros do substrato, que por sua vez, determinam o movimento da água dentro do substrato (BRASIL, 2006). Para passagem de água nos sistemas zona de raízes faz-se necessário que o filtro (substrato) tenha poros grandes, ou seja, sejam permeáveis (KAICK, 2002). Assim, a condutividade hidráulica dos substratos normalmente usados em sistemas zona de raízes varia de  $1,0 \cdot 10^{-3}$  m s<sup>-1</sup>, que é a condutividade hidráulica inicial de britas de diâmetro uniforme entre 30 a 60 mm ou 50 a 100 mm, a  $1,0 \cdot 10^{-5}$  m s<sup>-1</sup> que é a condutividade hidráulica dos solos (COOPER; FINDLATER, 1990<sup>10</sup>, citados por MELO JUNIOR, 2003).

Quando utilizados substratos de diferentes granulometrias em sistemas zona de raízes, via de regra, faz-se necessário a utilização de um substrato com a granulometria maior nos locais de aplicação e drenagem do esgoto, que têm por finalidade filtrar grânulos, resultando um aumento no tempo de vida funcional do sistema, uma vez que evita a entupimento precoce da unidade.

<sup>10</sup> COOPER, P. F.; FINDLATER, B. C. **Constructed wetlands in water pollution control**. Pergamon Press, Oxford, U.K., 1990.

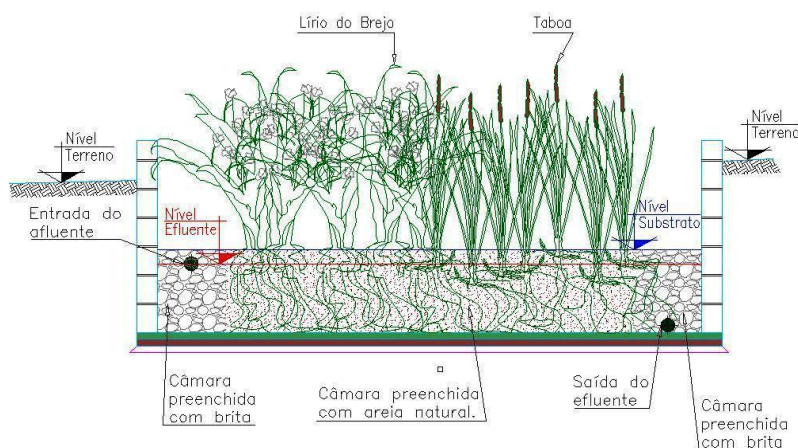
A Tabela 1 apresenta a relação entre a granulometria do solo e a percolação de líquidos (KAICK, 2002).

**Tabela 1** Relação entre a granulometria do solo e a percolação de líquidos.

Solo	Volume de poros (%)	Poros grandes (%)	Superfície total (cm <sup>2</sup> )	Capacidade de percolação (m d <sup>-1</sup> )
Pedregulho (2 – 63 mm) Diâmetro 10 mm	-	-	12,6	345.600
Arenoso (0,063 – 2 mm) Diâmetro 0,1 mm	42 ± 7	30 ± 10	1.260	35
Orgânico (0,002 – 0,063 mm) Diâmetro 0,01 mm	45 ± 8	15 ± 10	12.600	0,35
Argiloso (< 0,002 mm) Diâmetro 0,001 mm	53 ± 8	8 ± 5	126.000	0,003

FONTE: Bahlo (1996).

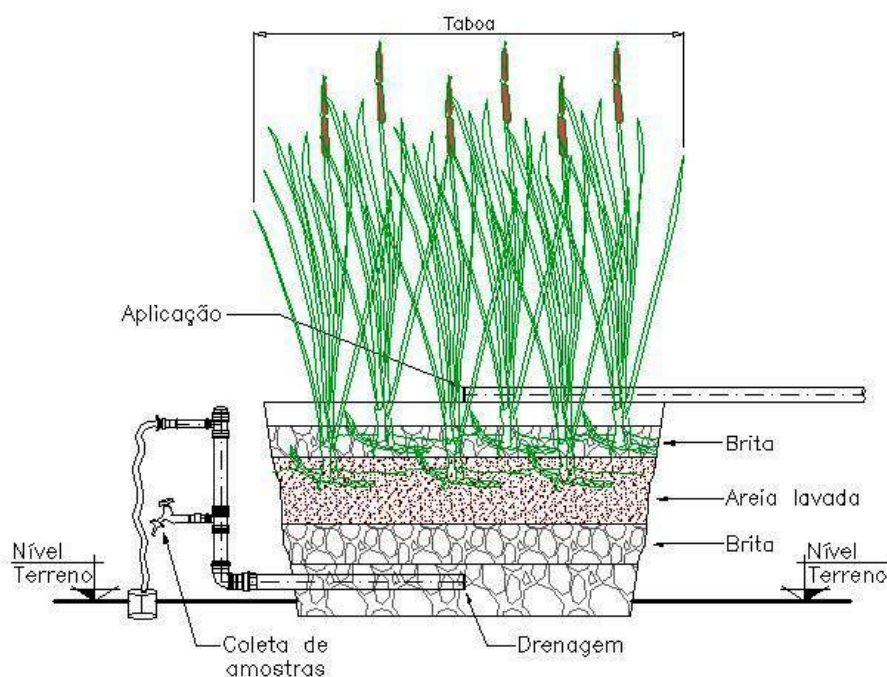
Sezerino (2006), Pitaluga *et al.* (2009a, 2009b) e Almeida, Pitaluga e Reis (2010), em sistemas de fluxo horizontal, distribuíram os substratos da seguinte maneira: brita # 1 nos cinquenta centímetros iniciais e finais, para aplicação e drenagem de líquidos, respectivamente, e areia lavada na parte intermediária. A aplicação ocorria em uma das extremidades por meio de um tubo posicionado no terço superior da profundidade do leito, e a drenagem do esgoto dava-se pela extremidade oposta à entrada, em tubo posicionado no fundo do leito (Figura 8).



**Figura 8** Distribuição dos substratos na horizontal do leito de um sistema de tratamento de esgotos por zona de raízes, de fluxo sub-superficial horizontal.

FONTE: Pitaluga *et al.* (2009a, 2009b).

Já Kaick (2002) e Abrantes (2009) trabalhando com fluxo vertical, preencheram o leito com camadas sobrepostas de substrato distribuindo da seguinte forma: brita no fundo (drenagem), na seqüência areia e novamente brita (aplicação) (Figura 9).



**Figura 9** Distribuição dos substratos na vertical do leito de um sistema de tratamento de esgotos por zona de raízes, de fluxo sub-superficial vertical.  
 FONTE: Abrantes (2009).

A eficiência do substrato no tratamento de esgoto por plantas é de grande importância, todavia, o tempo de vida funcional do sistema deve ser levado em consideração. A durabilidade funcional, ou seja, o tempo que o sistema zona de raízes opera em condições ideais de funcionamento, está estritamente ligada à granulometria do material. Quanto menores os grãos do substrato utilizado maior o risco de um entupimento precoce do meio filtrante. Este entupimento é chamado de colmatção (ANDREOLI, 1999; CORAUCCI FILHO *et al.*, 2001). A colmatção limitará sistemas com intuito de tratamento de esgotos em longo prazo (NOGUEIRA, 2003).

A colmatção do meio filtrante no sistema zona de raízes é proveniente da ocupação dos espaços vazios pelos sólidos presentes nos esgotos, pelo crescimento do biofilme aderido e pelas raízes das plantas (FONSECA, 2005; SEZERINO *et al.*, 2005; SEZERINO, 2006).

Tendo-se em vista que entre grãos menores aglomerados existem menos espaços vazios, acredita-se que a colmatção ocorre em menor tempo nos sistemas com solos e/ou

areia quando comparados aos sistemas com pedras britadas. Os grãos menores promovem maior ocupação dos espaços vazios devido à proximidade que ficam entre si, conseqüentemente diminui a porosidade total e área dos poros, reduzindo a permeabilidade para o esgoto (CORAUCCI FILHO *et al.*, 2001).

Segundo Fonseca (2005), algumas ações devem ser adotadas para ajudar evitar a colmatação precoce. Dentre estas ações está o pré-tratamento, cujas unidades comumente têm funções de decantação, filtração e retenção de gordura, em que os atributos oriundos do esgoto sofrem tratamentos físicos, bioquímicos e são reduzidos consideravelmente. Outras ações que podem ser adotadas para evitar a colmatação são: a intermitência na aplicação do esgoto nos leitos, quando a vazão possibilitar proceder a essa ação, e evitar a compactação do substrato durante a implantação e funcionamento do sistema.

De acordo com Andreoli (1999) e Coraucci Filho *et al.* (2001), a evolução do processo de colmatação favorece a melhoria da capacidade de tratamento, uma vez que aumenta o tempo de retenção do esgoto aplicado. Já Toniato (2005) diz que o avanço da colmatação pode prejudicar tanto o tratamento, formando caminhos preferenciais que não são desejáveis, como o funcionamento da unidade, provocando o transbordamento do esgoto. De fato, os grãos maiores podem não favorecer o tempo de contato ideal para decomposição e os grãos menores limitarão a vazão a ser aplicada ou implicará no aumento da área útil do sistema de tratamento.

A seleção do substrato depende do tipo de esgoto (domiciliar, industrial), do regime hidráulico escolhido (fluxo superficial, fluxo sub-superficial) e do poluente principal a ser removido (TONIATO, 2005). O substrato, além de ser um meio fixador para as plantas, também propicia a formação de uma superfície específica reativa para a adsorção ou filtração de poluentes e também adequados sítios para o desenvolvimento de microrganismos que atuam no processo de tratamento do esgoto (FARAHBAKSHAZAD; MORRISON, 1998<sup>11</sup>, citados por NOGUEIRA, 2003; TONIATO, 2005).

Contudo, o substrato a ser utilizado nos sistemas zona de raízes deve possuir poros que suportem o adensamento de bactérias suficientes para alcançar um bom índice de tratamento, garantir o enraizamento das plantas e o acúmulo de grânulos, sem ocasionar a obstrução destes, isto é, possibilitando a percolação do esgoto sem obstrução provocada por entupimento dos espaços vazios (KAICK, 2002).

---

<sup>11</sup> FARAHBAKSHAZAD, N.; MORRISON, G. M. Subsurface macrophyte systems in wastewater treatment. *Vatten*, v. 54, p. 41-51, 1998.

### 3.1.2.4 O papel do microrganismo no sistema zona de raízes

Existem dois caminhos para a oxidação biológica dos esgotos: o aeróbio e o anaeróbio, realizados respectivamente por microrganismos que respiram oxigênio do ar e microrganismos que utilizam outros tipos de aceptores de hidrogênio (JORDÃO; PESSÔA, 2005; KAWANO; HANDA, 2008).

No sistema zona de raízes existe uma grande variedade de microrganismos, que, em geral, são capazes de usar os constituintes poluidores dos esgotos em benefício de seu crescimento e reprodução. Com isto, modificam a qualidade dos esgotos por meio de transformações químicas, físicas e biológicas dos constituintes (MANSOR, 1998; MELO JUNIOR, 2003). Os microrganismos, por meio da produção de enzimas e catalizadores, promovem a maioria das transformações químicas ocorridas nos leitos (KADLEC; KNIGHT, 1996).

Os fungos, abundantes nos sistemas zona de raízes, representam os organismos do reino eucarionte. Estes são heterotróficos e sua nutrição é predominantemente saprofítica, ou seja, baseada no consumo e conseqüente degradação da matéria orgânica em decomposição. Eles são ecologicamente importantes nos sistemas zona de raízes, pois intermediam uma significativa proporção da reciclagem de carbono e outros nutrientes (KADLEC; KNIGHT, 1996). Os fungos vivem de forma simbiótica com espécies de algas (liquens) e plantas mais evoluídas (micorrizas), aumentando a eficiência e rendimento do hospedeiro na absorção de nutrientes da água, ar e meio suporte (MELO JUNIOR, 2003).

Os protozoários, também presentes nos sistemas zona de raízes, compreendem organismos unicelulares, eucariotas, constituídos de uma pequena massa de protoplasma. A parede celular encontra-se frequentemente ausente. A maioria é representada por organismos heterotróficos, aeróbios estritos. Os protozoários são usualmente maiores que as bactérias e podem se alimentar destas. As principais atuações dos protozoários nos tratamentos de esgotos são: consumo de matéria orgânica, dada a sua natureza heterotrófica, consumo de bactérias livres, reduzindo a produção de lodo e participação na formação de flocos.

As bactérias são os grupos mais representativos nos sistemas zona de raízes, visto que são adaptadas às mais variadas condições físico-químicas, de pH, temperatura, salinidade e pressão. Possuem versatilidade nutricional, adaptação funcional, rápido crescimento e diversidade genética (SEZERINO, 2006). Integrantes do Reino Monera, são organismos unicelulares procariotas (ausência de núcleo definido), e possuem grande variedade

morfológica: cocos, bacilos ou bastonetes, espiraladas e filamentosas em diversos arranjos (SPERLING, 1996b; BENTO, 2000).

Podendo apresentar-se isoladamente ou em colônias, as bactérias são os microrganismos mais importantes na decomposição da matéria orgânica e reciclagem de nutrientes (SPERLING, 1996b). Nos sistemas zona de raízes, desempenham três papéis básicos: a oxidação da matéria orgânica, a nitrificação e a desnitrificação (PHILIPPI; SEZERINO, 2004). A maioria das bactérias é heterotrófica, isto é, obtém alimento e energia para o seu desenvolvimento em compostos orgânicos; algumas bactérias são autotróficas, isto é, sintetizam moléculas orgânicas a partir do carbono (BRANCO, 1986; CETESB, 1991; MANSOR, 1998).

A oxidação da matéria orgânica corresponde ao principal fator de consumo de oxigênio. Este se deve à respiração dos microrganismos decompositores, principalmente das bactérias heterotróficas aeróbias. As bactérias, na presença de oxigênio, convertem a matéria orgânica a compostos simples, como água e gás carbônico. Elas realizam esta atividade buscando alimento e produção de energia. Com isto, tendem a crescer e se reproduzir, gerando mais bactérias. Enquanto não houver limite de alimento (matéria orgânica) e oxigênio no meio o crescimento bacteriano é constante (SPERLING, 1996a; HUSSAR, 2001).

Segundo Fernandes (1997), a forma como o oxigênio é adquirido pelas bactérias que as diferem entre si do ponto de vista sanitário. Destacam-se, portanto, as seguintes bactérias:

a) Bactérias aeróbias: aquelas que consomem em sua atividade vital o oxigênio livre presente no interior da massa líquida, originando o processo de decomposição biológica aeróbia do esgoto também chamado de oxidação.

b) Bactérias anaeróbias: são bactérias que na ausência ou em quantidade insuficiente de oxigênio livre consomem oxigênio dos compostos orgânicos e inorgânicos em sua atividade metabólica como, por exemplo, dos sulfatos, desenvolvendo o processo de decomposição anaeróbia ou putrefação.

c) Bactérias facultativas: correspondem a bactérias que dependendo da presença ou não do oxigênio livre, comportam-se como aeróbias ou anaeróbias. Tais microorganismos têm a capacidade de manutenção da atividade biológica mesmo que o esgoto passe de condições aeróbias para sépticas.

A maior fonte de oxigênio nos sistemas zona de raízes é fornecida pelas plantas. As macrófitas, principalmente as emergentes, transportam oxigênio atmosférico para as pontas das raízes e rizomas, promovendo a simbiose entre as plantas e os microorganismos aí

fixados. Como na rizosfera ocorre justaposição de uma região aeróbia (presença de oxigênio) com outra anóxica (presença de nitrato), envoltas em uma grande região anaeróbia, tem-se o desenvolvimento de vários tipos de bactérias que motivam o processo de nitrificação-desnitrificação (TCHOBANOGLIOUS, 1991; BRIX, 1993; VALENTIM, 1999).

Além do oxigênio, a temperatura é outro elemento que interfere no desempenho dos microrganismos e, conseqüentemente, na velocidade de decomposição da matéria orgânica. Em geral, o esgoto possui temperatura um pouco superior à das águas de abastecimento. Essa diferença favorece a atividade microbiana. As temperaturas mais elevadas intensificam as ações dos microrganismos aumentando a eficiência na depuração dos esgotos (SPERLING, 1996a; FONSECA, 2005). As temperaturas baixas aumentam a solubilidade do oxigênio na água, contudo, diminuem a atividade microbiana (MANSOR, 1998).

De forma geral, sob condições adequadas, os microrganismos vão aderindo naturalmente ao meio suporte (substratos e raízes) formando os biofilmes. Estes agregam uma população variada de espécies. Pesquisas realizadas por Schachtstschabel *et al.* (1984)<sup>12</sup> e Kickuth (1978)<sup>13</sup>, citados por Bahlo (1996) constataram que solos com presença de raízes apresentam muito mais microrganismos do que solos sem raízes (Tabela 2).

**Tabela 2** Relação de densidade de bactérias em solo com e sem raízes.

<b>Microrganismos</b> (nº g <sup>-1</sup> de massa seca)	<b>Solo com raízes</b> (x 10 <sup>3</sup> )	<b>Solo sem raízes</b> (x 10 <sup>3</sup> )
Bactérias	1.200.000	50.000
Fungos	12.000	1.000
Protozoários	24.000	1

FONTE: Bahlo (1996).

Com a aplicação do esgoto na zona de raízes, esses microrganismos aumentam consideravelmente, tendo em vista que, em um mililitro de esgoto devem existir aproximadamente mil bactérias (BAHLO, 1996). Essas comunidades microbianas têm papel fundamental no processo de tratamento de esgoto em sistemas zona de raízes. As plantas, os substratos e os microrganismos formam um "filtro vivo" (CORAUCCI FILHO *et al.*, 2001).

<sup>12</sup> SCHACHTSTSCHABEL, P. *et al.* **Lehrbuch der bodenkunde**. Scheffer/Schachtstschabel, Enke, Stuttgart, 1984.

<sup>13</sup> KICKUTH, R. **Elimination gelöster Laststoffe durch Röhrichtbestände**. Arbeiten des Deutschen Fischereiverbandes, Heft 25: 57-69, 1978.

### 3.1.2.5 O papel do esgoto no sistema zona de raízes

A palavra “esgoto” costumava ser usada para definir tanto a tubulação condutora das águas servidas de uma comunidade, como também o próprio líquido que flui por estas canalizações. Atualmente este termo é usado quase que apenas para caracterizar os despejos provenientes das diversas modalidades do uso e da origem das águas, tais como as de uso doméstico, comercial, industrial, as de utilidades públicas, de áreas agrícolas, de superfícies, de infiltração, pluviais e outros elementos sanitários. Os esgotos costumam ser classificados em dois grupos principais: os esgotos sanitários e os industriais. Os esgotos sanitários incluem os despejos domésticos, uma parcela de águas pluviais, de infiltração, e eventualmente uma parcela não significativa de despejos industriais (JORDÃO; PESSÔA, 2005).

Ainda segundo os autores acima, os esgotos domésticos ou domiciliares provêm principalmente de residências, edifícios comerciais, instituições ou quaisquer edificações que contenham instalações de banheiros, lavanderias, cozinhas, ou qualquer dispositivo de utilização da água para fins domésticos. Compõem-se essencialmente da água do banho, urina, fezes, restos de comidas, sabão, detergentes e águas de lavagem.

O esgoto doméstico é dividido em três principais frações: fezes, urina e águas cinzas (Quadro 5). A junção destas frações caracterizam o esgoto bruto, denominado águas negras. Separando este dos esgotos dos chuveiros, lavatórios, banheiras, máquinas de lavar roupa e tanques, têm-se as águas cinzas (JORDÃO; PESSÔA, 2005; ALVES *et al.*, 2009).

**Quadro 5** Características das frações do esgoto sanitário.

Fração	Características
Fezes	<ul style="list-style-type: none"> <li>– crítico do ponto de vista higiênico</li> <li>– melhora a qualidade do solo e aumenta sua retenção de água</li> <li>– produção média de 50 kg pessoa<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup></li> <li>– consiste principalmente de material orgânico</li> </ul>
Urina	<ul style="list-style-type: none"> <li>– não crítica do ponto de vista higiênico</li> <li>– contém as maiores proporções de nutrientes disponíveis para as plantas</li> <li>– pode conter hormônios e resíduos de remédios</li> <li>– produção média de 500 L pessoa<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup></li> <li>– consiste principalmente de nutrientes e muito pouca matéria orgânica, não sendo necessário passar por processo de estabilização</li> </ul>
Água cinza	<ul style="list-style-type: none"> <li>– não apresenta maiores preocupações do ponto de vista higiênico</li> <li>– volumetricamente, a maior porção do esgoto</li> <li>– quase não contém nutrientes, podendo passar por tratamento simples</li> <li>– pode conter sabão em pó</li> <li>– produção média de 25–100 mil L pessoa<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup></li> </ul>

FONTE: Adaptado de Werner *et al.* (2003).

A concepção da estação de tratamento deve ser baseada na característica do esgoto. Tendo em vista que as diferentes frações têm diferentes características, estas exigem soluções mais específicas e eficientes do ponto de vista econômico e ambiental (COHIM *et al.*, 2009). Admite-se que sistemas zona de raízes oferecem condições para tratar tanto águas cinzas como águas negras, produzindo um esgoto de boa qualidade para lançamento em corpos receptores. Isso se dá, segundo Pidou *et al.* (2008), devido à elevada eficiência do sistema na remoção da matéria orgânica.

O esgoto doméstico bruto possui características físicas que podem ser interpretadas pela obtenção das grandezas correspondentes às seguintes determinações:

a) Matéria Sólida: o teor da matéria sólida é o de maior importância, em termos de dimensionamento e controle de operações das unidades de tratamento. Esta representa apenas 0,08% da composição dos esgotos enquanto que a água corresponde aos 99,92% restantes (JORDÃO; PESSÔA, 2005).

b) Temperatura: a temperatura dos esgotos é em geral pouco superior a das águas de abastecimento em decorrência da contribuição de despejos domésticos que obtiveram suas águas aquecidas. Pode, contudo apresentar valores elevados, pela contribuição de despejos industriais. Normalmente, a temperatura nos esgotos está acima da temperatura do ar, sendo típica a faixa de 20 a 25° C (SPERLING, 1996a; JORDÃO; PESSÔA, 2005). A temperatura interfere no desempenho dos microrganismos e, conseqüentemente, na velocidade de decomposição da matéria orgânica. As temperaturas mais elevadas intensificam as ações dos microrganismos aumentando a eficiência na depuração dos esgotos (SPERLING, 1996a; FONSECA, 2005). As temperaturas baixas aumentam a solubilidade do oxigênio na água, contudo, diminuem a atividade microbiana (MANSOR, 1998).

c) Odor: os odores característicos dos esgotos são decorrentes dos gases formados durante o processo de decomposição. Há alguns tipos de odores: odor de mofo (típico do esgoto fresco), odor de ovo podre (insuportável, típico do esgoto velho, que ocorre devido à formação do gás sulfídrico proveniente da decomposição do lodo) e odores variados (de produtos podres, matéria fecal, entre outros). Quando ocorrem odores diferentes e específicos, o fato se deve à presença de despejos industriais (JORDÃO; PESSÔA, 2005). O odor não influencia na eficiência da estação, mas provoca desconforto e mal-estar nas pessoas próximas à estação de tratamento. O odor dos sistemas zona de raízes de fluxo sub-superficial não são observados devido à ação conjunta do substrato e das plantas, formando um biofiltro do odor.

d) Cor e Turbidez: a cor e a turbidez indicam o estado de decomposição do esgoto, ou seja, sua condição. O esgoto fresco apresenta-se ligeiramente cinza enquanto que o

esgoto velho ou séptico pode ser caracterizado por uma coloração escura ou preta. A turbidez é causada por uma grande variedade de sólidos em suspensão sendo que esgotos mais frescos e concentrados apresentam uma turbidez geralmente elevada (SPERLING, 1996a; JORDÃO; PESSÔA, 2005).

Já as características químicas do esgoto doméstico bruto permitem sua classificação em dois grandes grupos: da matéria orgânica e da matéria inorgânica. Cerca de 70% dos sólidos no esgoto são de origem orgânica. Geralmente estes compostos orgânicos são uma combinação de carbono, hidrogênio e algumas vezes nitrogênio (JORDÃO; PESSÔA, 2005). Segundo Fernandes (1997), as principais categorias de matéria orgânica biodegradável encontrada nos esgotos são proteínas, carboidratos e lipídios. No que se refere à matéria inorgânica esta é formada principalmente por substâncias minerais dissolvidas. (JORDÃO; PESSÔA, 2005). Ambas, matéria orgânica e matéria inorgânica, são importantes no processo de tratamento, pois são utilizadas pelos microrganismos como fonte de energia e alimento.

A presença de nitrogênio permite estimar o grau de estabilização da matéria orgânica. Tal elemento está quase todo combinado sob a forma de proteína e uréia, sendo que as bactérias durante a oxidação biológica transformam o nitrogênio presente primeiramente em amônia, depois em nitritos e posteriormente em nitratos. A concentração com que o nitrogênio aparece sob estas várias formas indica a idade do esgoto ou sua estabilização em relação à demanda de oxigênio. Os nitritos são muito instáveis no esgoto e se oxidam facilmente para a forma de nitratos. Já os nitratos são a forma final de uma estabilização e podem ser utilizados por algas e plantas para formar proteínas. A decomposição e morte da proteína vegetal e animal, pela ação das bactérias, gera o nitrogênio amoniacal completando o ciclo. Em esgotos tratados a concentração de nitratos pode variar, segundo o grau de tratamento, de cerca de 20 mg L<sup>-1</sup> (tratamento secundário) até quase zero (tratamento terciário) (DACACH, 1991; JORDÃO; PESSÔA, 2005).

O fósforo presente nos esgotos domésticos (5 a 20 mg L<sup>-1</sup>) tem procedência, principalmente, da urina dos usuários e do emprego de detergentes usualmente utilizados nas tarefas de limpeza. Cerca de 80% do total é de fósforo inorgânico (5 a 15 mg L<sup>-1</sup>) enquanto que o orgânico varia de 1 a 5 mg L<sup>-1</sup>. Trata-se de um nutriente essencial para o crescimento dos microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica presente nos esgotos (SPERLING, 1996a; FERNANDES, 1997).

Nitrogênio e fósforo merecem uma atenção especial, pois, além de favorecerem a ação das bactérias, são nutrientes essenciais para as plantas nos sistemas zona de raízes.

Destaca-se também, que tais elementos não são totalmente removidos nos processos convencionais de lodo ativado, por isso algumas ETEs utilizam sistemas zona de raízes como tratamento terciário com a finalidade de remoção desses nutrientes (SPERLING, 1996a; FERNANDES, 1997).

Abordando as características biológicas do esgoto doméstico bruto, têm-se os microrganismos como foco, que são os “operários” no tratamento de esgoto. Os principais grupos de microrganismos presentes nos esgotos e responsáveis pela estabilização da matéria orgânica são:

a) Bactérias: são típicas do trato-intestinal do homem e de animais de sangue quente, por isso estão presentes no esgoto. Tais microrganismos constituem o grupo de maior presença nos esgotos e importância nos sistemas de tratamento biológico (SPERLING, 1996b). Em termos da fonte de carbono há fundamentalmente dois tipos de organismos: bactérias autotróficas e heterotróficas, cuja fonte de carbono é o gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ) e a matéria orgânica, respectivamente. Considera-se que a principal função de um sistema de tratamento é a remoção da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e as bactérias heterotróficas são os principais agentes deste mecanismo (SPERLING, 1996b).

b) Protozoários: são parasitas cujos cistos são típicos de fezes humanas (JORDÃO; PESSÔA, 2005). As principais atuações dos protozoários nos tratamentos de esgotos são: consumo de matéria orgânica, dada a sua natureza heterotrófica; consumo de bactérias livres e participação na formação de flocos (SPERLING 1996b). Os protozoários ao se alimentarem de bactérias dispersas (não aderentes ao floco biológico), contribuem para que estas não sedimentem e possivelmente não constituam o esgoto tratado (NUVOLARI, 2003).

c) Fungos: a maioria dos fungos é filamentosa e estritamente aeróbia. Esgotos com baixos teores de nitrogênio favorecem o aparecimento de fungos nas unidades de tratamento sendo que uma forma de controle é aumentar os níveis deste nutriente para que ocorra crescimento bacteriano (NUVOLARI, 2003). Acredita-se que os sistemas zona de raízes possuem pequena quantidade de fungos, pois estes sistemas são predominantemente anaeróbios e com baixo teor de nitrogênio, uma vez que estes são utilizados pelas plantas.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 LOCAL DE ESTUDO

Para a realização do estudo, foi implantado um sistema experimental de tratamento de esgotos (conforme apresentado no item 4.4) na Escola de Engenharias (Figura 10), localizada no Campus I da Universidade Federal de Goiás (UFG), no Setor Universitário, região Leste da cidade de Goiânia-GO, na latitude  $16^{\circ}40'39''$  S e longitude  $49^{\circ}14'28''$  W.



**Figura 10** Localização da estação de tratamento de esgoto experimental na EE-UFG.

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

O fluxograma do experimento é apresentado na Figura 11.

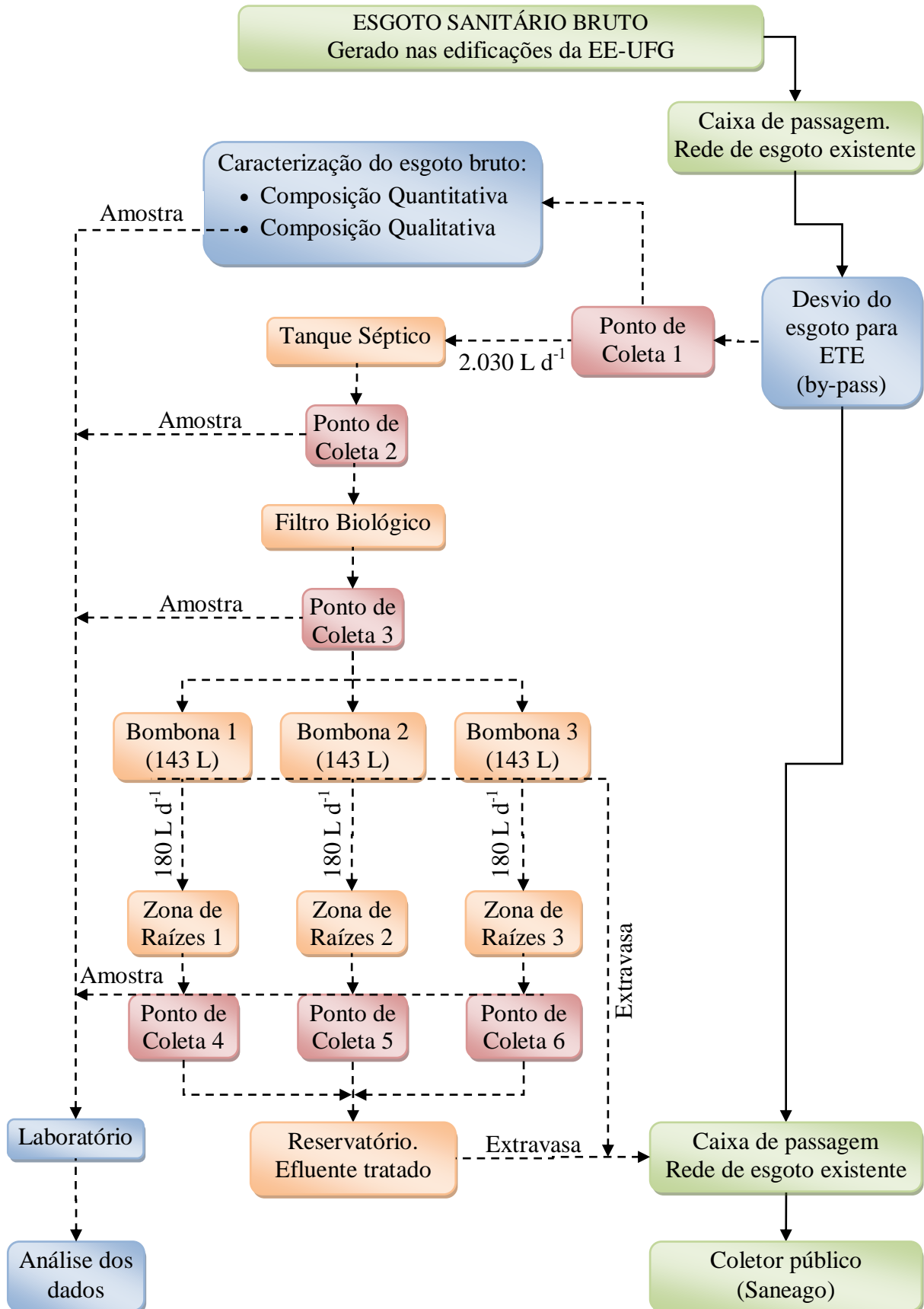


Figura 11 Fluxograma do experimento.

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 pluvial média anual é de 1.575,9 mm e o total anual de insolação é de 2.588,1 h (BRASIL, 1992).

#### 4.2 VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS

Os dados de temperatura, radiação solar, precipitação, umidade relativa do ar e velocidade do vento, durante o experimento, foram obtidos na Estação Meteorológica 102 (Heliponto de Goiânia) da Secretaria de Ciência e Tecnologia do Estado de Goiás, que é um dos órgãos que monitora o clima no estado de Goiás. A Estação Meteorológica está localizada na Praça Cívica, em Goiânia-GO, há aproximadamente 1.500 metros da estação experimental do presente estudo (Figura 12).



**Figura 12** Localização da Estação Meteorológica 102 (Heliponto de Goiânia) da Secretaria de Ciência e Tecnologia do Estado de Goiás e da estação de tratamento de esgoto experimental da EE-UFG.

### 4.3 CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO BRUTO

As edificações 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 coletora.

A vazão de esgoto da unidade universitária foi estimada pelo método volumétrico (IDE; OLIVEIRA; BEZERRA, 2010). Para tanto, utilizou-se um recipiente de 5 L de capacidade e com o auxílio de uma proveta e um cronômetro, coletou-se o volume de esgoto que escoou pela tubulação da rede coletora no intervalo de um minuto. O procedimento foi realizado de hora em hora, das 07h00min às 23h00min, de 15 em 15 dias, contemplando os cinco dias úteis da semana, ou seja, para cada dia da semana foram realizadas leituras da vazão (segunda-feira a sexta-feira), durante 2,5 meses. O período foi escolhido levando-se em consideração que a primeira aula na unidade inicia-se as 07h10min e a última aula termina as 22h00min (de segunda-feira a sexta-feira). Fora desse intervalo de tempo, isto é, das 23h00min às 07h00min, em levantamentos preliminares procedeu-se a medição e verificou-se que a vazão tende a ser nula.

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, ou seja, cada dia da semana foi realizado uma amostragem (segunda-feira a sexta-feira), durante 2,5 meses. O volume de cada alíquota colhida para amostra composta foi proporcional à vazão do momento da coleta (Equação 4.1). Já as coletas simples foram realizadas de 15 em 15 dias, contemplando os cinco dias da semana (segunda a sexta-feira), durante 2,5 meses, no período matutino.

$$V_i = \frac{Q_i}{\sum Q_i} \times V \quad (\text{Equação 4.1})$$

Em que:

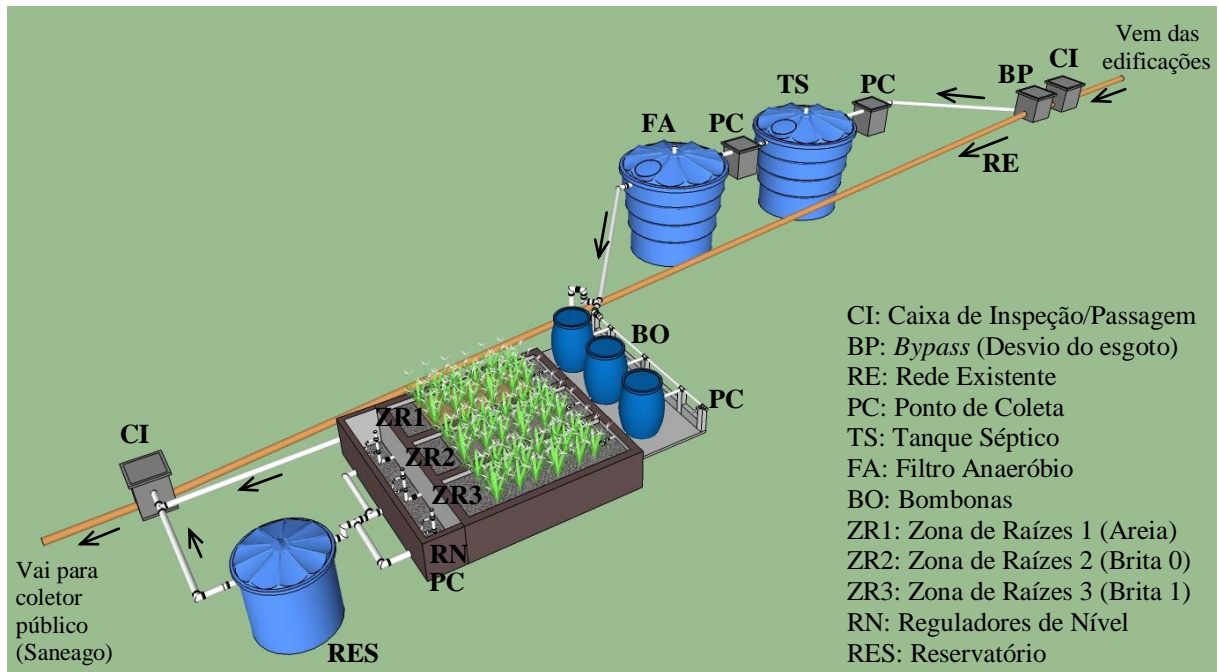
$V_i$  = Volume de cada alíquota (L)

$Q_i$  = Vazão no momento da coleta da amostra ( $L d^{-1}$ )

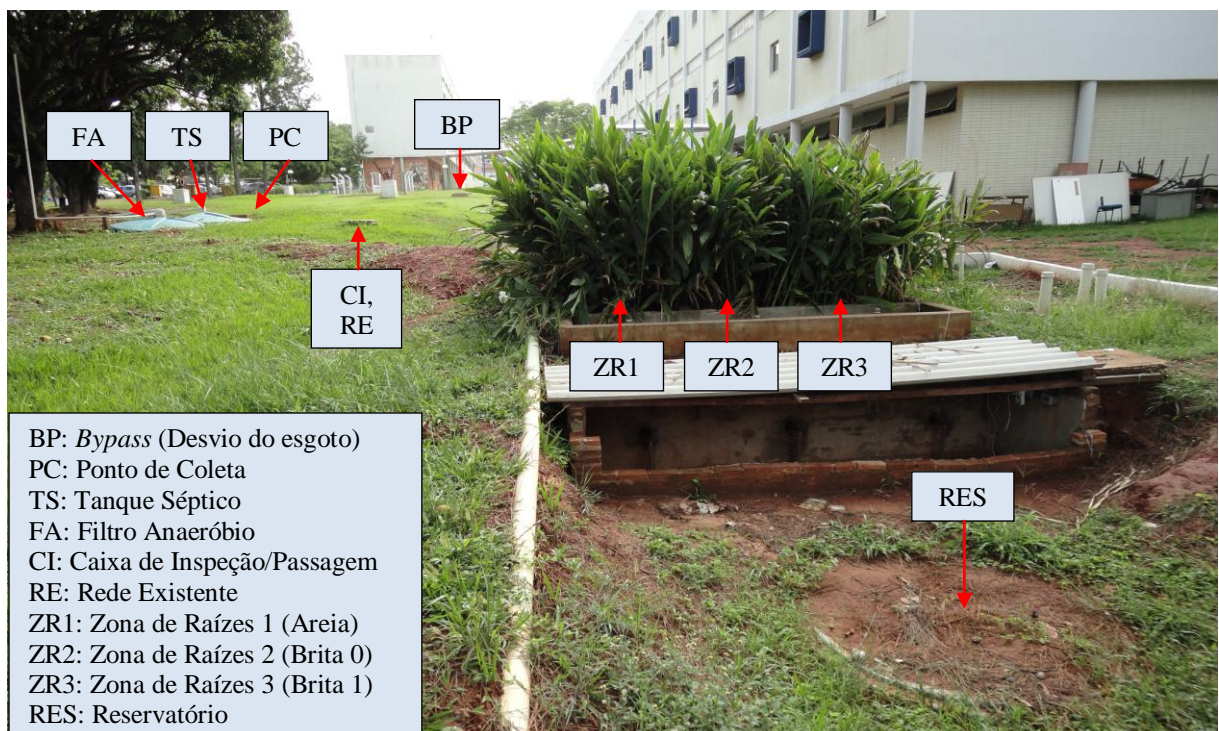
$V$  = Volume total da amostra composta (L)

#### 4.4 A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO COM PLANTAS

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 (Figuras 13 e 14).



**Figura 13** Desenho esquemático geral da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG.



**Figura 14** Vista geral da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG.

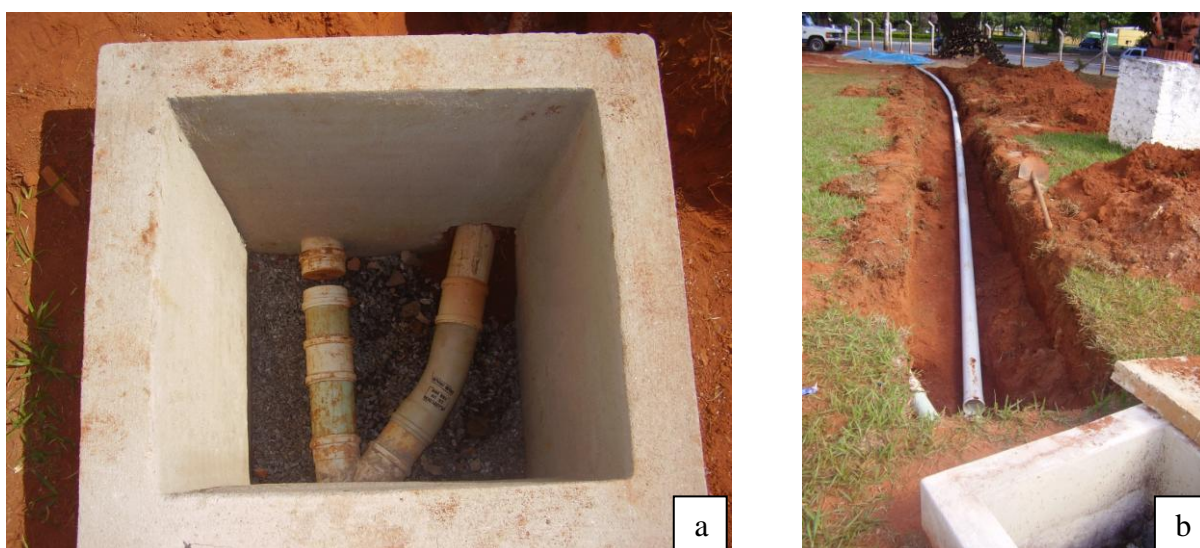
As dimensões das unidades da estação experimental de tratamento de esgoto são apresentadas no Quadro 6.

**Quadro 6** Dimensões das unidades do sistema experimental de tratamento de esgoto.

Unidade	Dimensões (m)			Volume Útil (m <sup>3</sup> )
	Diâmetro superior	Diâmetro inferior	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>Implantadas três unidades idênticas nas suas dimensões.

O projeto de engenharia da estação de tratamento foi concebido de forma a utilizar o desnível disponível no terreno, possibilitando o fluxo do esgoto por gravidade, não necessitando de bombeamento. Todo esgoto coletado na rede de esgoto existente da unidade universitária foi conduzido à estação de tratamento sem qualquer separação pré-determinada, ou seja, o esgoto bruto. Foi confeccionado um *by-pass* na rede de esgoto existente da unidade universitária que serviu para desviar o esgoto à estação de tratamento (Figura 15), bem como para interromper sua aplicação na estação, por ocasião das manutenções nas unidades do sistema.



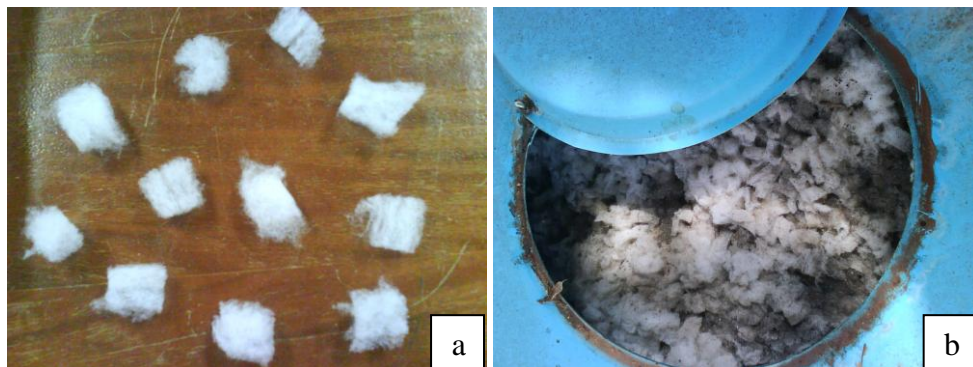
**Figura 15** (a) Detalhe do *by-pass* implantado na estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG. (b) Detalhe da interligação da rede de esgoto existente (*by-pass*) com a estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG.

#### 4.4.1 Unidades de pré-tratamento

Como unidades de pré-tratamento, foram implantados em série um tanque séptico e um filtro anaeróbio de fluxo ascendente. Ambas as unidades são pré-moldadas, da marca comercial Fibragel, 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 (Figura 16). O filtro anaeróbio foi preenchido com pedaços de manta de poliéster cortados nas dimensões de 2,5 cm x 2,5 cm, que servem de meio suporte para os microrganismos (Figura 17).



**Figura 16** Detalhe do tanque séptico e filtro anaeróbio implantados como unidades de pré-tratamento da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG.



**Figura 17** (a) Detalhe dos pedaços de manta de poliéster utilizados como meio suporte no filtro anaeróbio. (b) Detalhe da manta de poliéster em pedaços dentro do filtro anaeróbio em operação da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG.

O tanque séptico e o filtro anaeróbio foram escolhidos para o pré-tratamento por terem eficiência reconhecida no tratamento de esgotos domésticos e por serem mais adequados para locais com limitações de áreas. Além de serem de simples construção, operação e manutenção. Segundo Roston (1994), o sistema tanque séptico-filtro biológico e leitos cultivados com macrófitas de fluxo subsuperficial é um conjunto eficiente e barato para o tratamento de esgoto doméstico de pequenas comunidades.

O dimensionamento do tanque séptico e do filtro anaeróbio do sistema de tratamento deu-se com base na quantidade de pessoas que frequentam a EE-UFG, conforme orientações da NBR 7.229 (ABNT, 1993) e da NBR 13.969 (ABNT, 1997).

#### **4.4.2 Leito de zona de raízes**

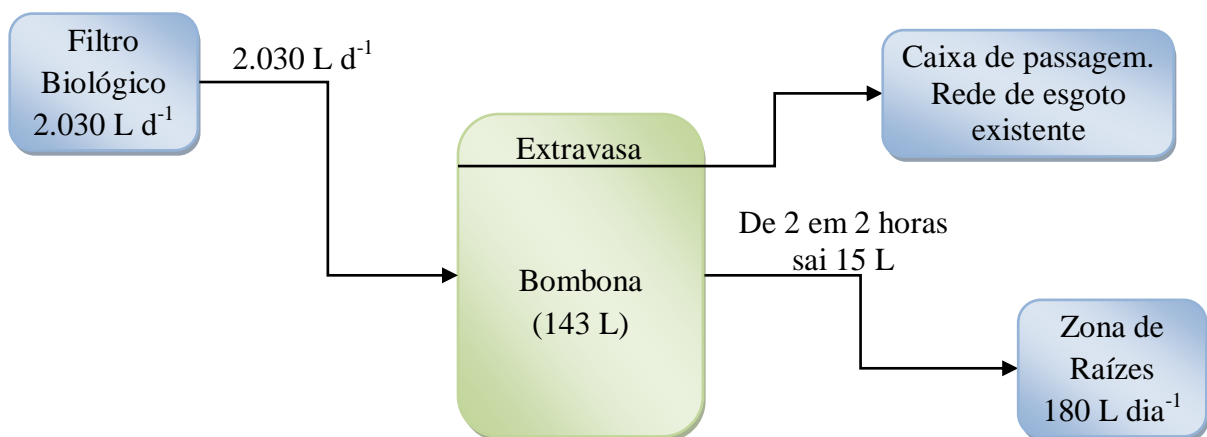
Posterior às unidades de pré-tratamento, foram instaladas três bombonas plásticas que recebem o esgoto proveniente do filtro anaeróbio por meio de um tubo de PVC de 100 mm de diâmetro. As bombonas são independentes, sendo cada uma para sua respectiva zona de raízes. O esgoto é distribuído uniformemente nas bombonas até atingir o volume útil de armazenamento (143 L). Devido a utilização de apenas 26,6% ( $540 \text{ L d}^{-1}$ ) da vazão total de esgoto da unidade universitária nos leitos de zona de raízes, o nível dentro das bombonas permanece estável. O excedente é extravasado para o coletor público. Cada bombona dispõe de registro de entrada e registro de descargas de fundo para devidas manutenções, quando necessário (Figura 18).

Com o objetivo de garantir a aplicação de uma lâmina exata e uniforme de esgoto nas zonas de raízes, instalou-se em cada bombona uma bomba submersa com flexibilidade para regulagem de vazão entre  $60 \text{ L h}^{-1}$  e  $170 \text{ L h}^{-1}$ . Com o propósito de aplicar  $180 \text{ L d}^{-1}$  em cada unidade, as bombas foram reguladas para a vazão de  $60 \text{ L h}^{-1}$  e com apoio de um temporizador (timer) aplicou-se o esgoto durante 15 minutos correntes. O procedimento foi repetido a cada duas horas durante as 24 horas do dia, de segunda-feira a sábado. Assim, ocorreram 12 aplicações de 15 L por dia em cada leito de zona de raízes. As aplicações nas zonas de raízes eram interrompidas às 18h00min nos sábados e/ou vésperas de feriado, tendo em vista que a produção de esgoto na unidade universitária nos domingos e feriados é desprezível, e eram retomadas às 08h00min da segunda-feira ou do dia seguinte ao feriado.



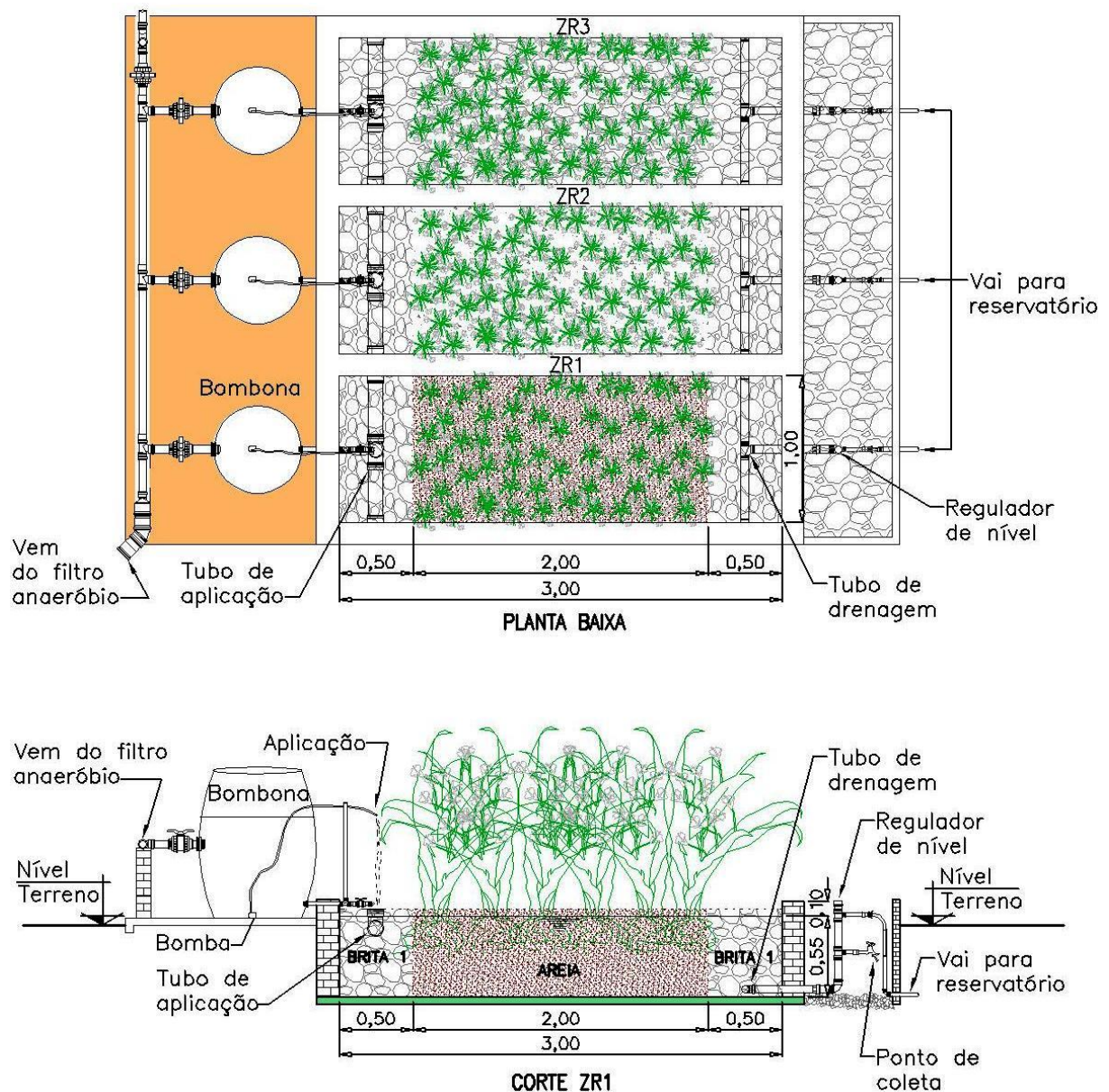
**Figura 18** Detalhe das bombonas implantadas para controle de aplicação de esgoto nas zonas de raízes da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG.

Levando em consideração o volume útil de cada bombona (143 L) e a vazão de saída delas ( $180 \text{ L d}^{-1}$ ), o TDH dentro de cada uma foi de dezenove horas. A cada duas horas são renovados quinze litros de esgoto de cada bombona (Figura 19). Já nos domingos e feriados (1 dia), quando a produção de esgoto é desprezível, o TDH nas bombonas foi de 38 horas.



**Figura 19** Detalhe do ciclo de esgoto dentro das bombonas da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG.

A recomendação de se aplicar  $180 \text{ L d}^{-1}$  de esgoto na zona de raízes se baseia na literatura. Segundo Philippi e Sezerino (2004), a área para o tratamento de esgoto em sistemas zona de raízes varia de menos que um até  $6 \text{ m}^2$  por habitante (considerando que um habitante produz  $180 \text{ L d}^{-1}$  de esgoto). Assim, a área da estação de tratamento em estudo corresponde a três metros quadrados por habitante. A Figura 20 apresenta as medidas e detalhes das unidades de tratamento em planta baixa e corte longitudinal.

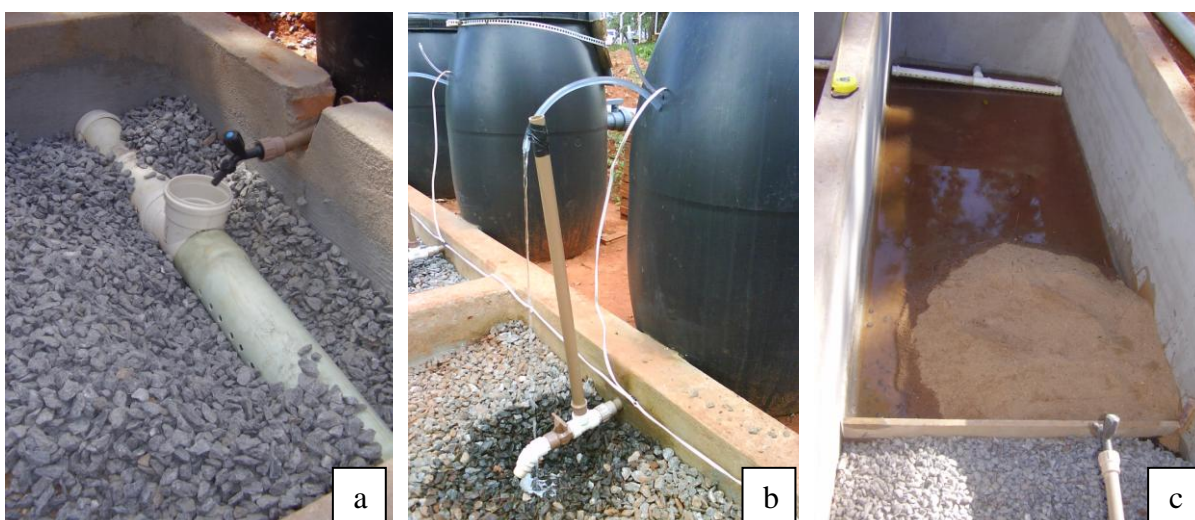


**Figura 20** Detalhe em planta baixa e corte longitudinal das zonas de raízes da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG.

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

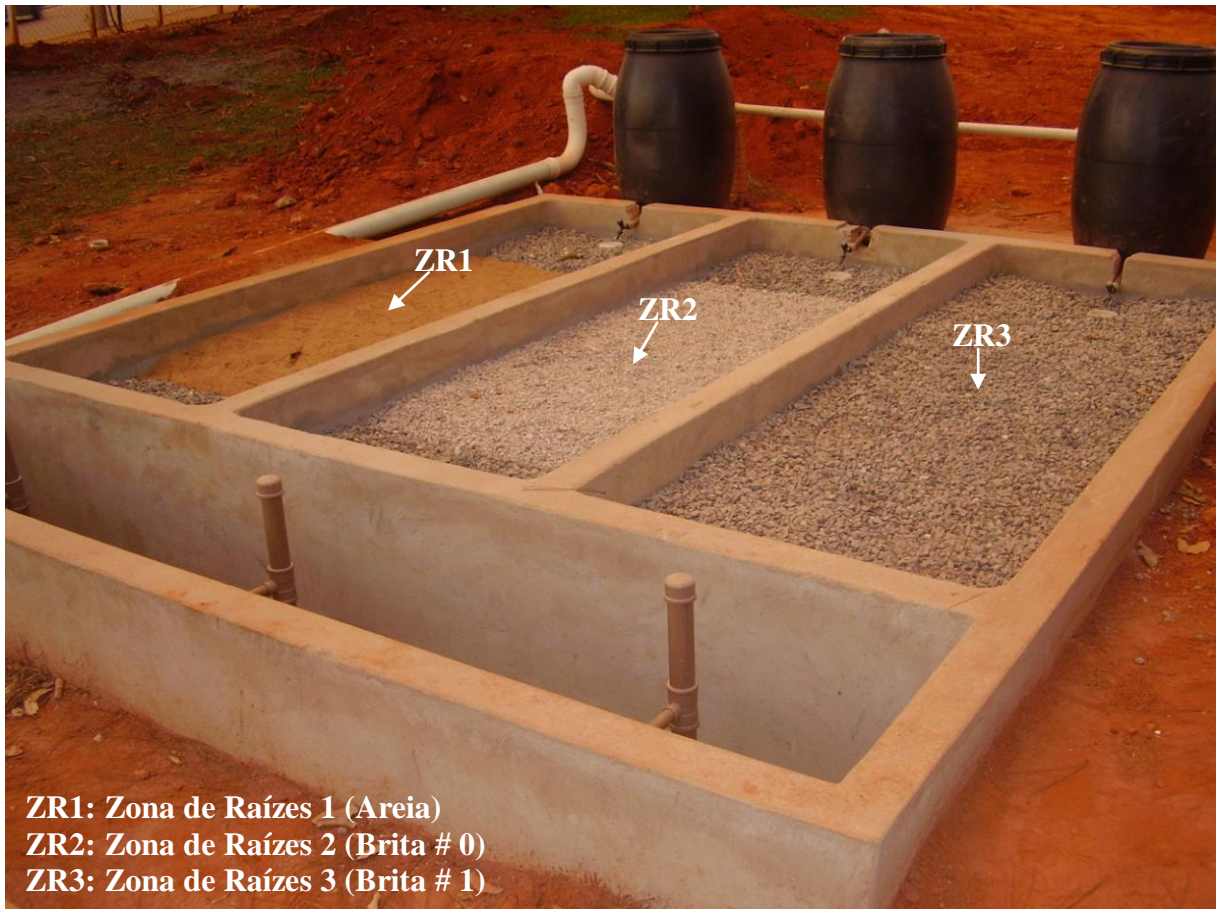
construídas *in loco*, dimensionadas segundo orientações de Philippi e Sezerino (2004). As unidades de zona de raízes são idênticas nas suas medidas, sendo 1,0 m de largura, 3,0 de comprimento e 0,65 m de profundidade total, com um volume útil de 1,65 m<sup>3</sup> cada. As três unidades de zona de raízes foram construídas lado a lado, e são independentes entre si.

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 21).



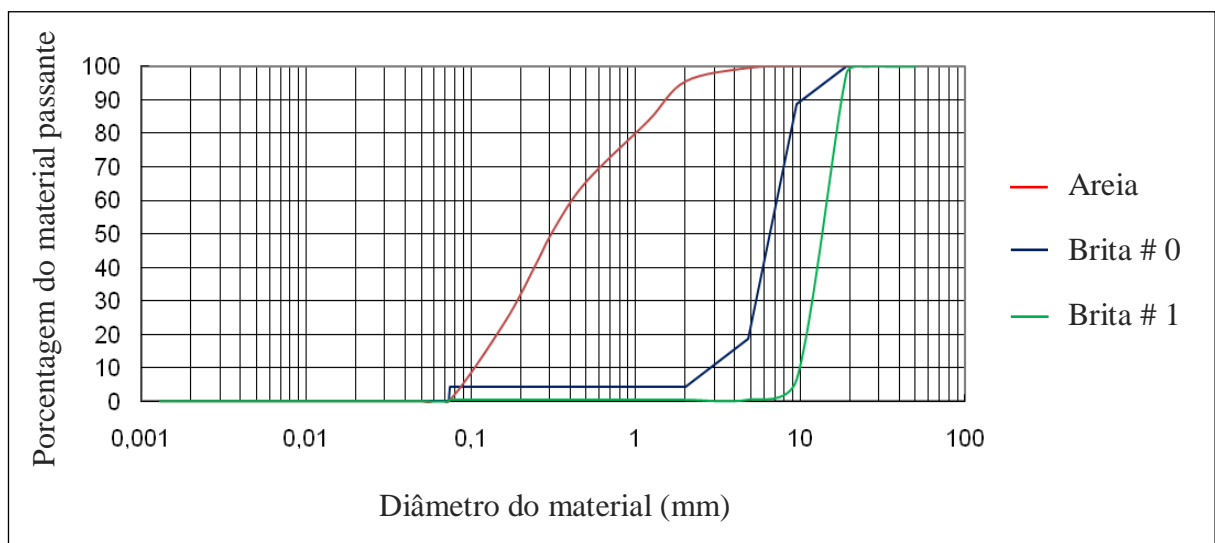
**Figura 21** (a) Detalhe do tubo de aplicação do esgoto na zona de raízes. (b) Detalhe da aplicação do esgoto no tubo de aplicação. (c) Detalhe do tubo de drenagem na zona de raízes da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG.

As unidades de zona de raízes foram preenchidas com brita # 1 nos cinquenta centímetros iniciais e finais, ocupando 0,60 m 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 0,60 m de profundidade nos seus respectivos leitos (Figura 22). Por ocasião do preenchimento dos leitos utilizou-se de tábuas de madeira para separar a brita da areia na zona de raízes 1 (ZR1), e a brita # 0 da brita # 1 na zona de raízes 2 (ZR2), retirando as tábuas em seguida.



**Figura 22** Detalhe de preenchimento dos leitos da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG preenchidos com os substratos.

Os substratos foram caracterizados fisicamente seguindo a NBR 6502 (ABNT, 1995) e a NBR 7181 (ABNT, 1984) (Figura 23).



**Figura 23** Ensaio granulométrico dos substratos utilizados no preenchimento dos leitos das zonas de raízes da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG.

Considerando a distribuição granulométrica dos substratos apresentada na Figura 23, cabe dizer que o diâmetro dos grãos da areia lavada está entre 0,08 mm e 0,9 mm, da brita # 0 entre 0,08 mm e 20 mm e da brita # 1 entre 10 mm e 50 mm. Os substratos apresentaram um diâmetro efetivo (D10) de 0,11 mm, 3,0 mm e 10 mm para areia, brita # 0 e brita # 1, respectivamente. O coeficiente de uniformidade (D60/D10) 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 possui 40% de espaços vazios e as britas 50%.

As três unidades foram vegetadas com a espécie *Hedychium coronarium*, conhecida por Lírio do Brejo (Figura 24), escolhida pela elevada eficiência no tratamento de esgoto sanitário nas condições climáticas de Goiânia, além de proporcionar efeito paisagístico e aromático (ALMEIDA, 2005; ALMEIDA; OLIVEIRA; KLIEMANN, 2007).

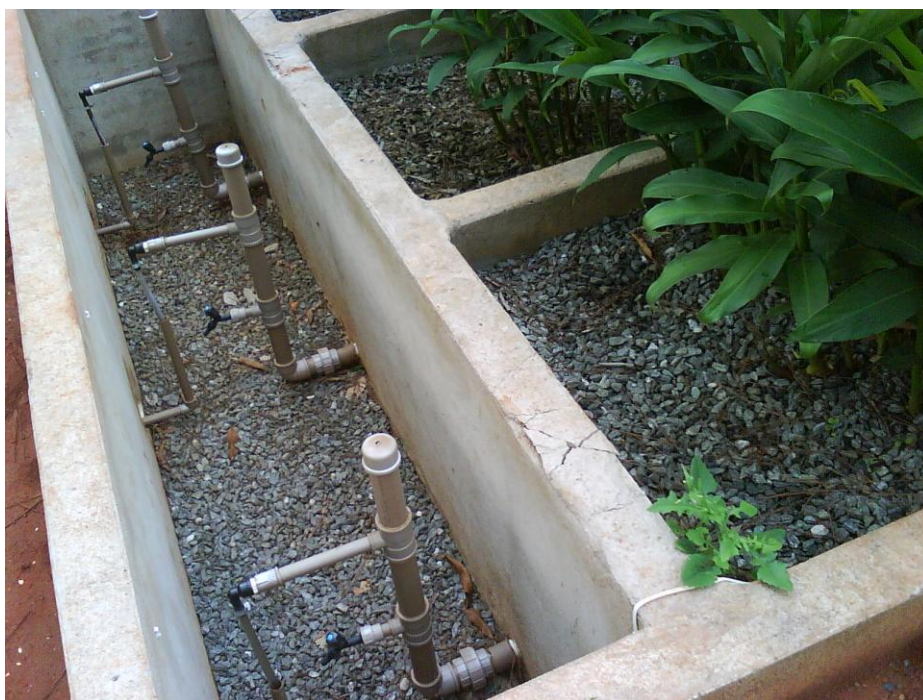


**Figura 24** Vista das três unidades de zona de raízes da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG vegetadas com Lírio do Brejo (*Hedychium coronarium*).

No plantio das espécies vegetais foram utilizadas mudas correspondentes a plantas adultas com brotações no rizoma, com oito plantas por metro quadrado. 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 de torneira, 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 após o transplante.

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 ½”, 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 (Figura 25). O CAP foi perfurado para permitir a entrada de ar e assim evitar o sifonamento do esgoto de dentro dos leitos.



**Figura 25** Detalhe do regulador de nível instalado na parte externa da tubulação de drenagem da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG.

Após extravasar pelo regulador de nível o esgoto tratado era encaminhado para um reservatório, onde ficava disponível para reuso. Caso não fosse utilizado, extravasava para a rede coletora do sistema público de esgotos por meio de um tubo de PVC de 100 mm.

#### 4.4.2.1 Evapotranspiração do sistema

No décimo segundo mês após início da aplicação de esgoto nos leitos das zonas de raízes foi realizada a medição da taxa de evapotranspiração de cada leito. O esgoto tratado em cada leito foi coletado e armazenado em reservatórios individuais instalados na saída dos tubos de drenagem de esgoto tratado.

De posse do volume aplicado de esgoto no mesmo período, fez-se a subtração do volume de entrada pelo volume de saída (Equação 4.2). O procedimento foi realizado durante sete dias consecutivos, do mês de novembro, com clima local correspondente ao apresentado no Quadro 7.

$$ETP = \sum V_{\text{aplicado+precipitação}} - \sum V_{\text{drenado}} \quad (\text{Equação 4.2})$$

Em que:

ETP: Evapotranspiração (L)

$V_{\text{aplicado+precipitação}}$ : Volume aplicado mais precipitação durante 24 horas (L)

$V_{\text{drenado}}$ : Volume drenado após 24 horas (L)

**Quadro 7** Dados meteorológicos verificados no período de medição da evapotranspiração.

Período (DAA) <sup>1</sup>	Temperatura (°C)	Radiação Solar (Mj m <sup>-2</sup> )	Precipitação (mm)	Umidade Relativa do Ar (%)	Velocidade do Vento (m s <sup>-1</sup> )
289	22,2	9,5	0,0	78,5	2,3
290	23,8	14,1	0,0	72,5	1,2
291	24,2	8,3	0,0	70,0	1,1
292	25,3	10,8	0,0	63,7	1,0
293	23,9	11,9	0,0	70,0	1,2
294	25,0	13,8	0,0	67,7	1,4
295	25,3	17,3	0,0	65,2	1,1
<b>Média</b>	<b>24,2</b>	<b>12,2</b>	<b>0,0</b>	<b>69,6</b>	<b>1,3</b>

<sup>1</sup> Dias após aplicação de esgoto na zona de raízes.

#### 4.4.2.2 Colmatação dos substratos

A verificação da ocorrência de colmatação nas unidades zona de raízes foi feita mediante observação visual da obstrução do fluxo de esgoto aplicado, considerando colmatado o leito em que se observasse o afloramento do líquido na superfície do substrato e sua permanência ao longo do dia.

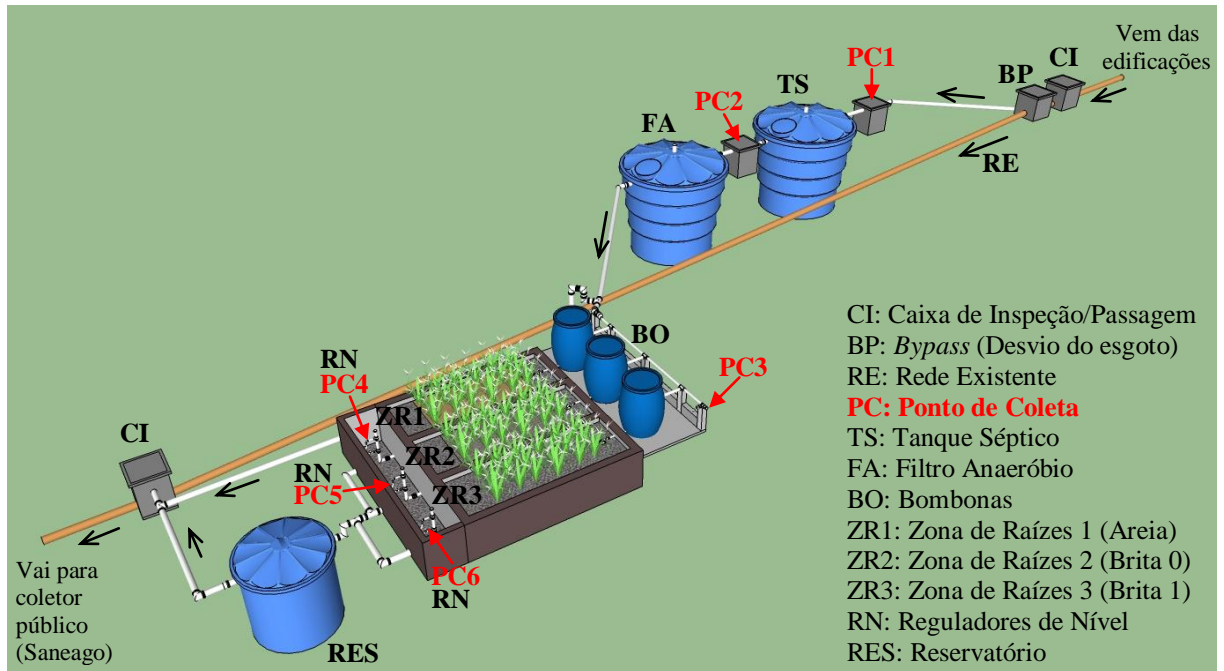
#### 4.5 COLETAS E ANÁLISES

Após trinta dias do início da aplicação de esgoto nas unidades zona de raízes (novembro de 2009), 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 UFG. Os parâmetros avaliados foram: DBO, OD, DQO, coliformes termotolerantes, potencial hidrogeniônico, óleos e graxas, fósforo total, nitrogênio total Kjeldahl, nitrogênio amoniacal, sólidos totais, sólidos totais fixos e sólidos suspensos.

Foram coletadas amostras para as análises antes e após cada uma das unidades de tratamento do sistema, totalizando seis pontos de coleta (Quadro 8 e Figura 26). Em cada ponto de coleta foi instalado um dispositivo (torneira ou registro) para melhor precisão na coleta, evitando possíveis alterações na composição das amostras (Figura 27).

**Quadro 8** Identificação dos pontos de coletas de amostras de esgoto para análises laboratoriais.

<b>Ponto</b>	<b>Local da coleta</b>
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 26** Distribuição dos pontos de coleta de amostras do esgoto bruto e tratado da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG.



**Figura 27** Detalhe do ponto de coleta de amostras para análises laboratoriais de uma das unidades zonas de raízes da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG.

Os parâmetros foram analisados conforme metodologias determinadas pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WPCF, 1995).

#### 4.6 ÍNDICE DE EFICIÊNCIA E ANÁLISE ESTATÍSTICA

O índice de eficiência percentual dos sistemas ZR1 (substrato areia), ZR2 (substrato brita # 0) e ZR3 (substrato brita # 1) no tratamento de esgoto por zona de raízes foi determinado pela Equação 4.3. No cálculo foi considerada a taxa de evapotranspiração de cada leito (para o décimo segundo mês do início da aplicação de esgoto), representando, portanto, a eficiência na remoção da carga orgânica poluidora (vazão vezes concentração).

Os resultados foram analisados pelo programa *Statistical Analysis System – SAS*. Procedeu-se a análise de variância (Teste F) para verificar se havia diferença entre os tratamentos e a comparação de médias dos tratamentos (Teste de Tukey-Kramer, a 5% de probabilidade).

$$EP = \frac{(CE \times QE) - (CS \times QS)}{(CE \times QE)} \times 100 \quad (\text{Equação 4.3})$$

Em que:

EP = Eficiência Percentual (%)

CE = Concentração de Entrada (unidade variável)

QE = Vazão diária de Entrada (L dia<sup>-1</sup>)

CS = Concentração de Saída (unidade variável)

QS = Vazão diária de Saída (L dia<sup>-1</sup>)

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS

Os dados meteorológicos referentes ao período de realização do experimento podem ser visualizados nas Tabelas 3, 4 e 5.

**Tabela 3** Variáveis meteorológicas<sup>1</sup> da temperatura e umidade relativa do ar referentes ao período de coleta das amostras da estação experimental de tratamento de esgoto por zona de raízes da unidade universitária EE-UFG. Goiânia-GO, 2011.

Ano	Mês	Temperatura (°C) <sup>2</sup>			Umidade Relativa (%) <sup>2</sup>		
		Máxima	Mínima	Média	Máxima	Mínima	Média
2009	Novembro	<b>34,3</b>	18,8	24,4	98,0	28,0	72,4
	Dezembro	31,8	18,5	23,1	<b>100,0</b>	38,8	<b>77,8</b>
	Janeiro	32,8	23,3	28,1	99,0	29,0	68,8
	Fevereiro	33,5	19,1	25,3	98,0	28,0	65,5
	Março	32,8	19,3	24,6	<b>100,0</b>	33,0	71,2
	Abril	32,3	15,2	24,3	<b>100,0</b>	26,0	57,3
2010	Maio	31,6	<u>13,0</u>	23,3	93,0	18,0	50,1
	Junho	30,6	14,2	<u>22,2</u>	96,0	18,0	46,5
	Julho	30,6	16,5	22,9	86,0	20,0	41,1
	Agosto	33,5	14,0	23,7	66,0	14,0	31,4
	Setembro	<b>34,3</b>	18,7	<b>26,7</b>	98,0	<u>11,0</u>	<u>31,2</u>

<sup>1</sup>As médias em negrito referem-se aos valores máximo enquanto que as médias sublinhadas referem-se aos valores mínimos observados no período do experimento. <sup>2</sup>Valor médio diário.

FONTE: Estação Meteorológica 102 (Heliponto de Goiânia) da Secretaria de Ciência e Tecnologia do Estado de Goiás – Praça Cívica – Setor Central de Goiânia.

Durante o período de coleta a temperatura mais elevada foi observada nos meses de Novembro de 2009 e Setembro de 2010 (34,4° C) e a temperatura mais baixa no mês de Maio de 2010 (13° C). A temperatura média observada durante o experimento variou de 22,2° C (Junho de 2010) a 26,7° C (Setembro de 2010). A porcentagem máxima da umidade relativa do ar foi detectada nos meses de Dezembro de 2009 e Março e Abril de 2010 (100%). A umidade do ar mínima foi observada no mês de Setembro de 2010 (11%) e a umidade média variou de 31,2% (Setembro de 2010) a 77,8% (Dezembro de 2009) (Tabela 3).

O maior valor médio diário referente à precipitação foi observado no mês de Dezembro de 2009 (13,7 mm) enquanto o menor (0,0 mm) ocorreu nos meses de Maio, Julho e Agosto de 2010. A radiação solar apresentou maior valor médio no mês de Setembro de 2010 (18,0  $\text{Mj m}^{-2}$ ) e menor valor médio no mês de Dezembro de 2009 e Junho de 2010 (12,6  $\text{Mj.m}^{-2}$ ). Já na velocidade do vento foi observado o maior valor médio no mês de Julho de 2010 (2,1  $\text{m s}^{-1}$ ) e menor valor médio no mês de Janeiro de 2010 (1,3  $\text{m s}^{-1}$ ) (Tabela 4).

**Tabela 4** Médias de variáveis meteorológicas<sup>1</sup> da precipitação, radiação solar e velocidade do vento referente ao período de coleta das amostras da estação experimental de tratamento de esgoto por zona de raízes da unidade universitária EE-UFG. Goiânia-GO, 2011.

Ano	Mês	Precipitação <sup>2</sup> (mm)	Radiação Solar <sup>2</sup> ( $\text{Mj m}^{-2}$ )	Vento <sup>2</sup> ( $\text{m s}^{-1}$ )
2009	Novembro	6,1	14,6	1,2
	Dezembro	<b>13,7</b>	<u>12,6</u>	1,5
	Janeiro	3,0	15,3	<u>1,3</u>
	Fevereiro	6,2	17,5	1,6
	Março	5,3	14,2	1,5
	Abril	4,1	16,7	1,5
2010	Maio	<u>0,0</u>	14,3	1,4
	Junho	0,3	<u>12,6</u>	1,6
	Julho	<u>0,0</u>	14,3	<b>2,1</b>
	Agosto	<u>0,0</u>	17,4	1,9
	Setembro	0,6	<b>18,0</b>	2,0

<sup>1</sup>As médias em negrito referem-se aos valores máximo enquanto as médias sublinhadas referem-se aos valores mínimos observados no período do experimento. <sup>2</sup>Valor médio diário.

FONTE: Estação Meteorológica 102 (Heliponto de Goiânia) da Secretaria de Ciência e Tecnologia do Estado de Goiás – Praça Cívica – Setor Central de Goiânia.

As variáveis meteorológicas referentes aos dias específicos das coletas encontram-se na Tabela 5.

**Tabela 5** Valores médios diários da temperatura, umidade relativa do ar, precipitação e radiação solar referentes ao dia das coletas de amostras na estação experimental de tratamento de esgoto por zona de raízes da unidade universitária EE-UFG. Goiânia-GO, 2011.

Período após aplicação de esgoto nas ZRs (dias)	Temperatura (°C)		Umidade Relativa (%)	Precipitação (mm)	Radiação Solar <sup>1</sup> (Mj m <sup>-2</sup> )
	Máxima	Mínima			
30	28,0	20,2	68,5	0,6	11,1
45	29,1	22,1	69,0	19,8	14,9
60	21,7	18,8	91,0	31,6	3,1
75	28,6	21,7	78,2	9,4	13,6
90	26,4	21,7	82,0	5,4	8,9
105	27,6	21,2	71,2	0,0	12,9
120	29,1	21,4	79,7	0,0	12,7
135	26,9	21,7	87,2	0,4	6,0
150	28,5	22,1	68,5	0,0	16,0
165	27,1	19,0	76,5	3,0	14,1
180	30,6	21,7	57,7	0,0	16,8
195	29,1	20,4	51,5	0,0	14,6
210	23,8	17,9	57,7	0,0	7,9
225	28,4	19,1	45,2	0,0	12,0
240	29,6	19,6	43,2	0,0	13,0
255	29,6	20,3	43,7	0,0	12,9
270	27,1	16,9	39,2	0,0	15,5
285	28,0	16,9	38,0	0,0	16,4
300	30,0	19,2	27,7	0,0	19,4
315	31,6	20,5	31,0	0,0	18,5
330	33,7	23,9	24,0	0,0	15,5

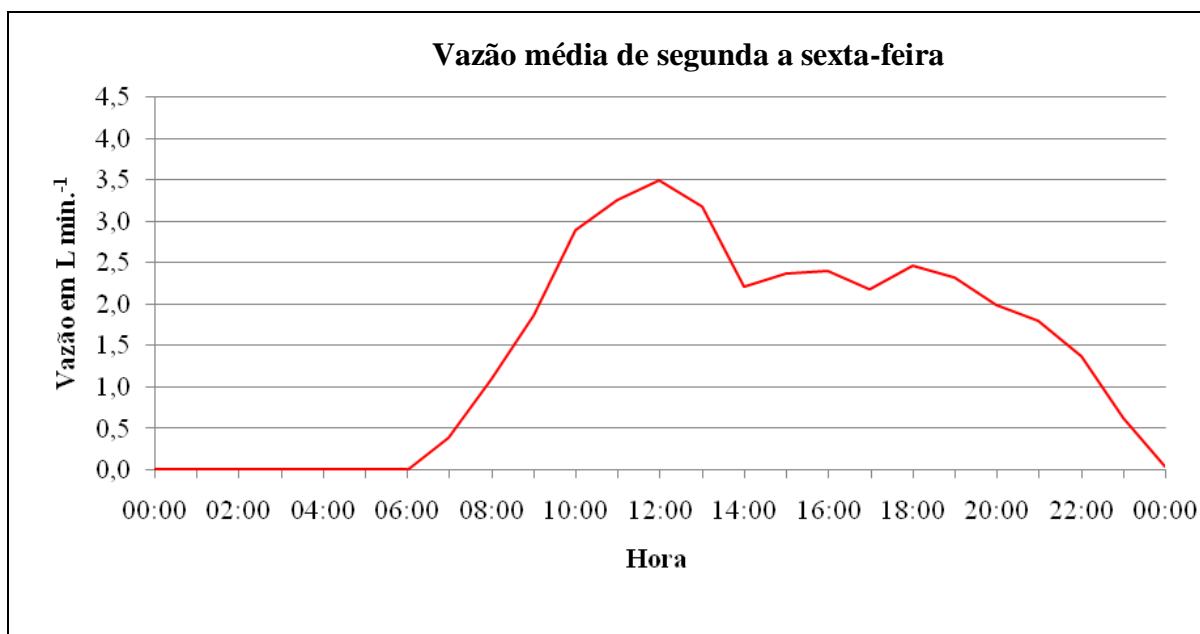
FONTE: Estação Meteorológica 102 (Heliponto de Goiânia) da Secretaria de Ciência e Tecnologia do Estado de Goiás – Praça Cívica – Setor Central de Goiânia.

## 5.2 CARACTERÍSTICAS DO ESGOTO BRUTO

### 5.2.1 Aspectos quantitativos

A vazão é a característica mais importante do esgoto, sendo o principal parâmetro de projeto das unidades de tratamento e suas canalizações (JORDÃO; PESSÔA, 2005).

Seguindo as leituras realizadas, estimou-se a vazão média de  $2.030 \text{ L d}^{-1}$ , cujo comportamento durante as horas do dia é apresentado na Figura 28.



**Figura 28** Valores da vazão de esgoto afluyente à estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG, cujo horário oficial das atividades na unidade universitária é das 07h10min às 22h00min.

A vazão máxima diária ocorreu às 12h00min e está ligado ao horário de término das aulas do turno matutino, onde 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 ao fato de a maioria das pessoas utilizarem os banheiros residenciais antes de deslocarem para a unidade universitária.

#### 5.2.1.1 Variações de vazão

A variação máxima diária ( $K_1$ ) da vazão de esgoto da unidade universitária foi de 2,1. A NBR 9649 (ABNT, 1986) recomenda adotar o valor de  $K_1 = 1,2$  em locais que não possuem dados específicos. A variação máxima diária é caracterizada por um coeficiente de variação anual ( $K_1$ ) igual ao resultado da divisão da vazão máxima diária registrada no período de um ano pela vazão média diária anual.

A variação máxima horária ( $K_2$ ) da vazão de esgoto da unidade universitária foi de 1,6, similar ao recomendado pela NBR 9649 (ABNT, 1986) que recomenda adotar o valor de  $K_2 = 1,5$  em locais que não possuem dados específicos. A variação máxima horária é

caracterizada por um coeficiente de variação ( $K_2$ ) igual ao resultado da divisão da vazão máxima horária pela vazão média horária registrada no mesmo dia.

A variação mínima horária ( $K_3$ ) da vazão de esgoto da unidade universitária foi de 0,1. A NBR 9649 (ABNT, 1986) recomenda adotar o valor de  $K_3 = 0,5$  em locais que não possuem dados específicos. A variação mínima horária é caracterizada por um coeficiente de variação ( $K_3$ ) igual ao resultado da divisão da vazão mínima horária pela vazão média horária registrada no mesmo dia.

A diferença dos valores recomendados pela norma e os valores deste estudo para variação máxima diária ( $K_1$ ) e variação mínima horária ( $K_3$ ), pode ter sido resultante de diversos fatores como temperatura, cultura local, hábitos, dentre outros. Salientando que o  $K_1$ ,  $K_2$  e  $K_3$  recomendados pela NBR 9649 (ABNT, 1986) são valores generalizados, podendo não reproduzir com fidelidade a variação de vazão real. Portanto, caso haja condições de se efetuar medições de vazão, deve-se adotar os valores de  $K_1$ ,  $K_2$  e  $K_3$  específicos do local.

Destaca-se que  $K_1$ ,  $K_2$ ,  $K_3$  são utilizados para efeito de projetos de sistemas de coleta e tratamento de esgotos e que as variáveis de vazão observadas não interferiram diretamente no presente estudo, uma vez que a aplicação de esgoto foi realizada por bombeamento controlado por temporizador (vazão controlada).

#### 5.2.1.2 Contribuição efetiva *per capita*

A unidade universitária contava com 1.918 pessoas, sendo assim, a contribuição efetiva *per capita* de esgoto foi de 1,06 L d<sup>-1</sup>. Essa contribuição está bem abaixo da indicada pela NBR 7229 (ABNT, 1993) e NBR 13.969 (ABNT, 1997) que é de 50 L por pessoa por dia para locais similares à unidade universitária.

Essa considerável diferença entre a contribuição *per capita* de esgoto real com a indicada pela NBR 7229 (ABNT, 1993) e NBR 13.969 (ABNT, 1997), que são valores generalizados, se deve por alguns dos fatores como dispositivos utilizados nos banheiros da unidade universitária, como torneiras temporizadas que desligam automaticamente, que otimizam o uso da água reduzindo o consumo. A consciência ambiental pode ser outro fator, pois a unidade universitária conta com o curso de graduação em Engenharia Ambiental, dois cursos de especialização na área ambiental e um curso de mestrado em Engenharia do Meio Ambiente, além dessa cita-se a cultura e resistência da maioria das pessoas em usar os banheiros da unidade universitária, por questões morais ou de higiene.

### 5.2.1.3 Vazão de infiltração

A vazão do esgoto de um local é composta não somente de águas residuárias, mas também uma parcela de águas de infiltração, que se incorporam ao esgoto por meio de juntas e paredes de canalizações, caixas de passagens e poços de visita e tubos com vazamento.

A recomendação é adotar a faixa de valores de 0,05 a 1,0 L s<sup>-1</sup> por km de extensão de rede (ABNT, 1986). Este valor não deverá ser nulo, uma vez que exigiria condições de absoluta ausência do lençol freático, da precipitação pluviométrica, e de outras contribuições clandestinas. A rede de esgoto da unidade universitária possui 0,29 km de extensão, material em PVC. Considerando a taxa de 0,05 L s<sup>-1</sup> por km de rede, a vazão de infiltração da rede da Escola de Engenharias seria de 0,0145 L s<sup>-1</sup>.

### 5.2.2 Aspectos qualitativos

Os resultados das análises do esgoto bruto gerado na unidade universitária são apresentados na Tabela 6.

**Tabela 6** Valores médios dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do esgoto bruto da EE-UFG e valores de referência.

Parâmetros <sup>1</sup>	Esgoto Bruto		Referência <sup>2</sup>	Referência <sup>3</sup>	Referência <sup>4</sup>
	Média	Variação			
DBO	417	165 a 660	200 a 500	100 a 400	100 a 300
OD	-	-	-	-	-
DQO	965	649 a 1.528	400 a 800	200 a 800	250 a 1.000
COLIF.	3,8x10 <sup>7</sup>	1,3x10 <sup>5</sup> a 9,2x10 <sup>7</sup>	-	10 <sup>5</sup> a 10 <sup>8</sup>	-
pH	7,4	5,5 a 8,5	6,7 a 7,5	6,5 a 7,5	-
OG	110	12,5 a 394	55 a 170	50 a 150	50 a 150
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 (mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>); OD: oxigênio dissolvido (mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>); DQO: demanda química de oxigênio (mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>); COLIF.: 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>Sperling (1996a); <sup>3</sup>Jordão e Pessoa (2005); <sup>4</sup>Metcalf e Eddy (1981)

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 EE-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 EE-UFG.

O valor médio de coliformes termotolerantes foi de 3,8x10<sup>7</sup> NMP 100mL<sup>-1</sup>. Segundo Jordão e Pessôa (2005), o esgoto bruto doméstico contém cerca de 10<sup>5</sup> a 10<sup>8</sup> NMP 100mL<sup>-1</sup>. Já Fernandes (1997) cita a faixa entre 10<sup>5</sup> a 10<sup>7</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 de óleos e graxas foi de 110 mg L<sup>-1</sup>, dentro da faixa de referência que é de 50 a 150 mg L<sup>-1</sup> (JORDÃO; PESSÔA, 2005; METCALF; EDDY, 1981) ou de 55 a 170 mg L<sup>-1</sup> (SPERLING, 2005).

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  $48,2 \text{ mg L}^{-1}$ , dentro da média de referência e abaixo do valor obtido neste trabalho.

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

Para os sólidos totais o valor médio foi de  $748 \text{ mg L}^{-1}$ , dentro da referência que é de  $700$  a  $1.350 \text{ mg L}^{-1}$  (SPERLING, 2005), e de  $350$  a  $1.200 \text{ mg L}^{-1}$  (METCALF; EDDY, 1981) e para sólidos totais fixos foi de  $289 \text{ mg L}^{-1}$ , 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  $252 \text{ mg L}^{-1}$  para sólidos totais fixos. Aisse, Jurgensen e Além Sobrinho (2001) ao monitorar a ETE Cambuí em Campo Largo-PR, verificaram no esgoto bruto  $258 \text{ mg L}^{-1}$ .

O valor médio dos sólidos suspensos foi de  $229 \text{ mg L}^{-1}$ , dentro da referência que é de  $120$  a  $360 \text{ mg L}^{-1}$  (JORDÃO; PESSÔA, 2005), e de  $120$  a  $400 \text{ mg L}^{-1}$  (METCALF; EDDY, 1981). Aisse, Jurgensen e Além Sobrinho (2001), verificaram no esgoto bruto  $244 \text{ mg L}^{-1}$ . 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  $216 \text{ mg L}^{-1}$ .

A maioria dos valores obtidos tendeu ao valor máximo da faixa de referência, portanto, o esgoto bruto da EE-UFG pode ser considerado como forte pela classificação proposta por Jordão e Pessôa (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.

### 5.3 DESEMPENHO DO TANQUE SÉPTICO-FILTRO ANAERÓBIO (TS-FA)

As unidades TS-FA foram dimensionadas com base na quantidade de pessoas que permanecem na EE-UFG. A vazão de esgoto medida posteriormente gerou o tempo de detenção hidráulico de  $3,94$  dias no tanque séptico, desconsiderando o volume de lodo. Abordando no cálculo 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, calculado pela Equação 5.1.

$$V = 1.000 + N (CT + K.Lf) \quad (\text{Equação 5.1})$$

Em que:

V = volume útil, em litros (L)

N = número de pessoas contribuintes

C = contribuição de despejos por pessoa ( $L d^{-1}$ )

T = período de detenção (dias)

K = taxa de acumulação de lodo digerido (dias)

Lf = contribuição de lodo fresco por pessoa ( $L d^{-1}$ )

O tempo de detenção hidráulico no filtro anaeróbio foi de 3,94 dias, desconsiderando o material filtrante. Em ambas as 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  $L d^{-1}$ . Os resultados da eficiência do TS-FA são apresentados na Tabela 7.

**Tabela 7** 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
OD	-	1,0	-	1,0	1,1	-	-
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	-	-
OG	110	31	71,8	31	19	39	83
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 ( $mg O_2 L^{-1}$ ); OD: oxigênio dissolvido ( $mg O_2 L^{-1}$ ); DQO: demanda química de oxigênio ( $mg O_2 L^{-1}$ ); CT.: coliformes termotolerantes (NMP 100mL<sup>-1</sup>); pH: potencial hidrogeniônico; OG: óleos e graxas ( $mg L^{-1}$ ); FOSF.: fósforo total ( $mg L^{-1}$ ); NTK: nitrogênio total Kjeldahl ( $mg L^{-1}$ ); N. AMON.: nitrogênio amoniacal ( $mg L^{-1}$ ); ST: sólidos totais ( $mg L^{-1}$ ); STF: sólidos totais fixos ( $mg L^{-1}$ ); SS: sólidos suspensos ( $mg L^{-1}$ ). <sup>2</sup>EP: eficiência percentual (%) =  $100 (entrada - saída) / entrada$ . <sup>3</sup>EPG: eficiência percentual global (%) =  $100 (entrada total - saída total) / entrada total$ .

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  $217 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$  e  $590 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ , 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 a tratamento do efluente do tanque séptico através do meio filtrante, assim o valor médio de saída do filtro anaeróbio foi de  $131 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$  de DBO e  $342 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$  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  $5,0 \times 10^6 \text{ NMP } 100\text{mL}^{-1}$  no tanque séptico e  $9,6 \times 10^5 \text{ NMP } 100\text{mL}^{-1}$  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%.

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.

Já o valor médio de óleos e graxas do efluente foi de 31 mg L<sup>-1</sup> no tanque séptico e 19 mg L<sup>-1</sup> no filtro anaeróbio, com eficiência de remoção de 71,8% e 39%, respectivamente e eficiência global do sistema TS-FA de 83%, similar à obtida por Fiuza Junior, Uliano e Spiess (2004) ao avaliar o sistema descentralizado de tratamento de esgoto sanitário, compreendido TS-FA, que foi de 80,71%.

O valor médio do efluente para fósforo foi de 5,9 mg L<sup>-1</sup> no tanque séptico e 5,8 mg L<sup>-1</sup> 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 mg L<sup>-1</sup> no tanque séptico e 70 mg L<sup>-1</sup> 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 mg L<sup>-1</sup> no tanque séptico e 52 mg L<sup>-1</sup> 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 NO<sub>3</sub>, 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 mg L<sup>-1</sup> no tanque séptico e 470 mg L<sup>-1</sup> 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 mg L<sup>-1</sup> no tanque séptico e 270 mg L<sup>-1</sup> no filtro anaeróbio, com valor médio do afluente de 289 mg L<sup>-1</sup>, 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 mg L<sup>-1</sup> no tanque séptico e 210 mg L<sup>-1</sup> 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 flutando, ou seja, acima da lâmina de esgoto (Figura 29). O material utilizado foi sugerido pela fomentadora da pesquisa. Provavelmente flutuou devido à densidade do material, que é inferior a densidade da água.



**Figura 29** Detalhe da manta de poliéster picotada, utilizada como meio suporte, flutando no filtro anaeróbio da estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG.

#### 5.4 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 EE-UFG, sem contrariar a legislação brasileira de lançamento de efluentes em corpos receptores hídricos.

#### 5.4.1 Evapotranspiração

Durante o período de sete dias consecutivos, aplicou-se o volume de efluente de 1.344 L em cada unidade de zona de raízes, enquanto que o volume de saída de efluente foi de 434,5 L na ZR1, 516,5 L na ZR2 e 529,5 L na ZR3, assim, a evapotranspiração foi de 909,5 L, 827,5 L e 814,5 L, correspondente a 67,7%, 61,6% e 60,6%, respectivamente.

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, conforme as Equações 5.2, 5.3 e 5.4. Salienta-se que no cálculo do volume de vazios não foi considerado o volume ocupado pelas raízes.

$$TDH_{ZR1} = \frac{(V_{\text{brita \#1}} \times P_{\text{vazios}}) + (V_{\text{areia}} \times P_{\text{vazios}})}{(Q_{\text{aplicação}} - ETP)} \quad (\text{Equação 5.1})$$

$$TDH_{ZR2} = \frac{(V_{\text{brita \#1}} \times P_{\text{vazios}}) + (V_{\text{brita \#0}} \times P_{\text{vazios}})}{(Q_{\text{aplicação}} - ETP)} \quad (\text{Equação 5.2})$$

$$TDH_{ZR3} = \frac{(V_{\text{brita \#1}} \times P_{\text{vazios}})}{(Q_{\text{aplicação}} - ETP)} \quad (\text{Equação 5.3})$$

Em que:

TDH: Tempo de Detenção Hidráulico (d)

V: Volume do substrato (L)

P: Percentual de vazios (%)

Q: Vazão (L d<sup>-1</sup>)

ETP: Evapotranspiração (L d<sup>-1</sup>)

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.

#### 5.4.2 Colmatação dos substratos

Transcorridos dez meses de experimento e constatando-se a ausência de colmatação dos substratos utilizados na estação experimental, optou-se por verificar a vazão limite de aplicação de esgoto em cada zona de raízes estudada.

O procedimento foi realizado utilizando as bombas submersas aplicando vazões crescentes de esgoto até ocorrer o transbordamento nas unidades zona de raízes. O fenômeno ocorreu apenas na ZR1, preenchida com areia, a uma vazão de  $6 \text{ L min}^{-1}$ . Verificou-se que na ZR1 a vazão de drenagem estava bem abaixo da vazão de aplicação, ocorrendo, assim, o transbordamento. Já nas ZR2 e ZR3, preenchidas com brita # 0 e brita # 1, respectivamente, a vazão de drenagem permaneceu igual à vazão de aplicação, portanto, nessas unidades não houve transbordamento do esgoto.

Definiu-se, portanto, que a vazão máxima de aplicação de esgoto para um leito com 1,0 m de largura, 3,0 m de comprimento e 0,55 m de profundidade útil, utilizando areia como substrato e vegetado com Lírio do Brejo é de  $10,9 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ . Com a pré-determinação de adotar a mesma metodologia nas três unidades de zona de raízes, não definiu-se a vazão máxima de aplicação nas ZR2 e ZR3, uma vez que não verificou interferência no desempenho destas unidades preenchidas com brita # 0 e brita # 1, respectivamente, para a mesma vazão que ocasionou transbordamento na ZR1, preenchida com areia.

Após dezoito meses do início da aplicação de esgoto no sistema, foi constatado o afloramento do esgoto aplicado na parte inicial do leito da ZR1, preenchido com areia lavada. Tal fato implica na determinação de uma vida útil de dezoito meses para o substrato areia, nas condições do experimento. O período para a colmatação foi próximo ao observado por Sezerino (2006), que utilizando substrato areia lavada e vegetado com taboa, constatou o afloramento do esgoto após dezesseis meses de funcionamento do sistema. Pitaluga *et al.* (2009a, 2009b) e Almeida, Pitaluga e Reis (2010), num sistema de fluxo sub-superficial horizontal preenchido com areia lavada e vegetado com taboa e lírio do brejo, constataram o afloramento do esgoto após vinte meses de funcionamento do sistema.

De acordo com Sezerino (2006), a colmatação promove o escoamento superficial reduzindo a qualidade do efluente final devido à ocorrência de curto-circuito, ou seja, o efluente não penetra no maciço filtrante e, conseqüentemente, não entra em contato com a rizosfera e os microrganismos associados, sendo liberado sem que permaneça tempo suficiente para que a biodegradação ocorra. De outro lado, propicia a liberação de maus odores e a proliferação de insetos.

### 5.4.3 Parâmetros físico-químicos e microbiológicos da zona de raízes

A Tabela 8 apresenta as concentrações dos atributos do esgoto após o filtro anaeróbio e após os leitos das zonas de raízes, as eficiências percentuais de remoção/elevação das cargas poluidoras (concentração vezes volume) de cada um dos tratamentos e suas concentrações médias. Também apresenta o resultado do teste de média (Tukey-Kramer) e o coeficiente de variação das eficiências para cada atributo.

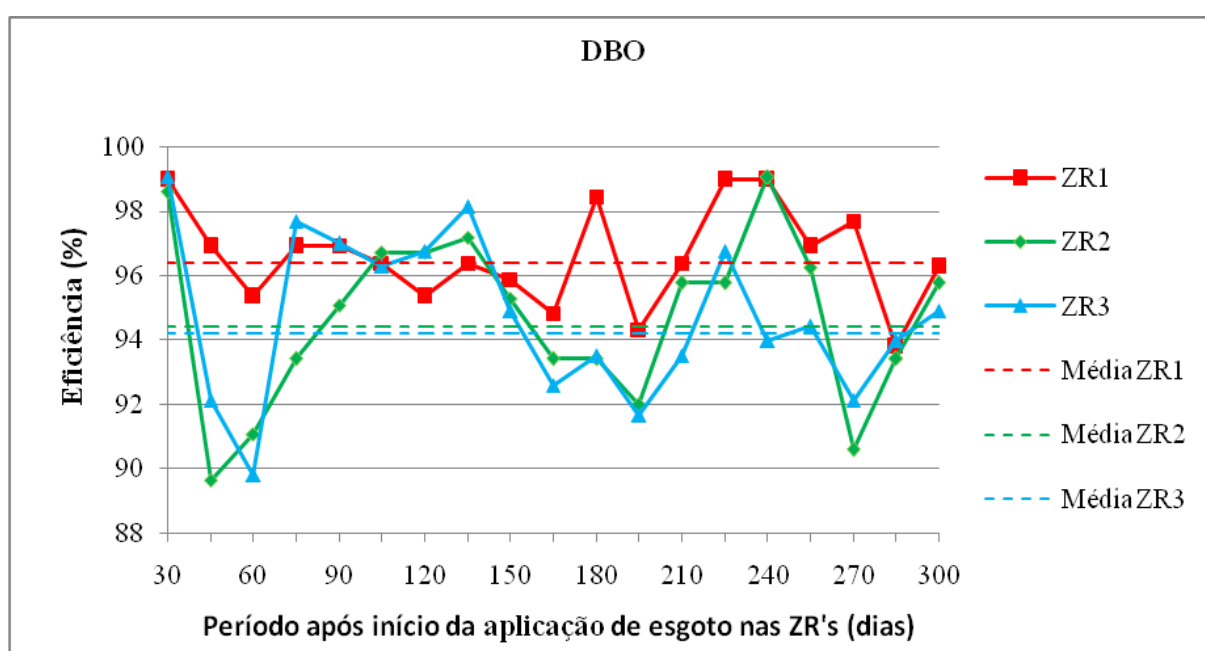
**Tabela 8** Valores<sup>1</sup> médios de entrada do esgoto (EFA)<sup>2</sup>, valores médios de saída (EZR)<sup>3</sup>, média de eficiência percentual (EP)<sup>4</sup>, média geral de saída<sup>5</sup>, CV<sup>6</sup> e agrupamento<sup>7</sup>, verificados no tratamento de esgoto sanitário por zona de raízes, com diferentes substratos. Goiânia-GO. 2011.

TRATAMENTO	DBO <sup>1</sup>			OD <sup>1</sup>			DQO <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		1,0	-		60	88,4 a
ZR2: Brita # 0	131	12	94,4 b	1,1	1,0	-	342	70	87,3 a
ZR3: Brita # 1		12	94,2 b		1,0	-		73	87,4 a
<b>MÉDIA<sup>5</sup></b>		10,3	95,0		1,0	-		67,7	87,7
<b>CV<sup>6</sup></b>		1,7			-			3,0	
TRATAMENTO	CT <sup>1</sup>			pH <sup>1</sup>			OG <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		5,8x10 <sup>3</sup>	99,5952 a		7,1	-		0	100 a
ZR2: Brita # 0	9,5x10 <sup>5</sup>	5,8x10 <sup>3</sup>	99,6257 a	6,9	7,2	-	19	0	100 a
ZR3: Brita # 1		1,8x10 <sup>4</sup>	98,8948 b		7,2	-		0	100 a
<b>MÉDIA<sup>5</sup></b>		9,9x10 <sup>3</sup>	99,3719		7,2	-		0	100
<b>CV<sup>6</sup></b>		0,7			-			0,0	
TRATAMENTO	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>
ZR1: Areia		0,5	93,9 a		46,3	56,2 a		33	58,2 a
ZR2: Brita # 0	5,8	3,5	62,4 b	70	49,0	57,9 a	52	36	58,3 a
ZR3: Brita # 1		3,7	61,0 b		47,1	59,2 a		35	59,5 a
<b>MÉDIA<sup>5</sup></b>		2,6	72,4		47,5	57,8		34,7	58,7
<b>CV<sup>6</sup></b>		21,4			14,4			13,1	
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>
ZR1: Areia		353	49,2 b		295	26,1 b		43,0	86,2 b
ZR2: Brita # 0	470	341	55,4 a	270	258	41,2 a	210	18,0	94,7 a
ZR3: Brita # 1		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: 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>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.

#### 5.4.3.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio

A DBO nas unidades de zona de raízes apresentou oscilações consideráveis da eficiência durante o 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 bastante, mas manteve próximo da média até o final do experimento. As ZR2 e ZR3 apresentaram maiores oscilações da eficiência. (Figura 30).



**Figura 30** 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 EE-UFG. Goiânia, GO. 2011.

O valor médio geral de saída para DBO do efluente tratado foi de  $7,0 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$  no tratamento com areia e  $12 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$  nos tratamentos com brita # 0 e com brita # 1 (Tabela 8). Estes valores atendem à Resolução Conama n° 357, que estabelece o valor máximo de  $120 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$  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  $60 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ , 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 30).

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 (*Hemerocallis 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.

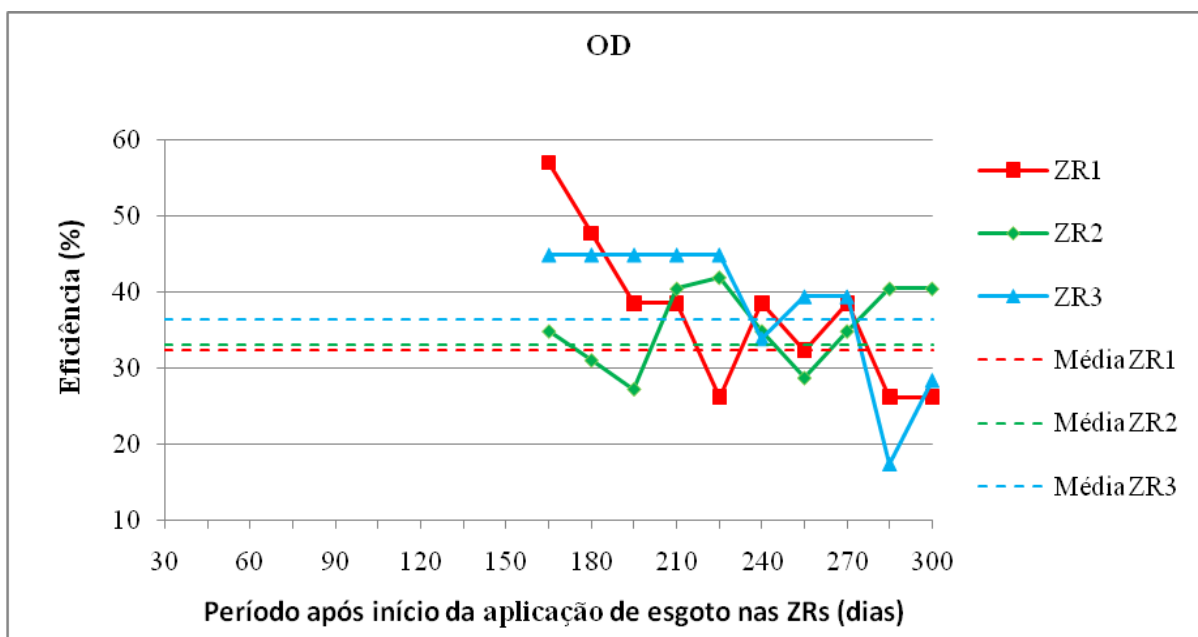
Abrantes (2009) utilizando substratos sobrepostos na sequência brita # 3, brita # 1, areia e brita # 1, em um sistema de fluxo sub-superficial vertical vegetado com taboa (*Typha spp*) e TDH de 4,6 dias, obteve uma redução da DBO de 76,6%, nas condições climáticas de Goiânia, GO. Numa outra unidade com 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.

#### 5.4.3.2 Oxigênio Dissolvido

Não houve diferença significativa dos tratamentos na remoção de Oxigênio Dissolvido. Considerando que a baixa eficiência de remoção do parâmetro OD é favorável, pois há menos perda de oxigênio dissolvido, as unidades ZR1 e ZR3 sobressaíram

apresentando queda na eficiência no decorrer do experimento, enquanto a ZR2 manteve praticamente estável no mesmo período verificado. Assim, percebe-se, que as unidades de zona de raízes diminuem a demanda de oxigênio no decorrer do experimento, que pode estar relacionado ao desenvolvimento das plantas, que transportam mais oxigênio para a rizosfera de acordo com seu crescimento (Figura 31).



**Figura 31** Desempenho das unidades zona de raízes referente ao parâmetro OD, verificado durante o período do experimento na estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG. Goiânia, GO. 2011.

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

A queda de oxigênio dissolvido após passar por sistemas zona de raízes era esperada, uma vez que estes sistemas demandam quantidade de oxigênio dissolvido maior que a quantidade fornecida pelas plantas. Alguns estudos alertam que a quantidade de oxigênio transportado pelas plantas é insignificante no contexto do tratamento de esgotos (BRIX, 1990, 1994a), que por sua vez é consumido por compostos de carbono dissolvido (DBO), por compostos de nitrogênio dissolvido, por sedimentos orgânicos como resultado da decomposição de detritos, pela respiração de pequenos animais e pela própria planta (ápice da raiz), como resultado de uma alta demanda respiratória do tecido meristemático (NOGUEIRA, 2003). Assim, no processo de remoção de poluentes é consumido o oxigênio fornecido pelas plantas e ainda parte do oxigênio disponível no afluente.

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) observou queda de  $6,7 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$  para  $2,7 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ , maior que a verificada neste estudo

que foi  $1,1 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$  para  $1,0 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$  na ZR1, ZR2 e ZR3 (Tabela 8). A Resolução Conama nº 357 (CONAMA, 2005), que dispõe as condições e padrões de lançamento de efluentes não faz referência aos limites de oxigênio dissolvido em efluentes.

Costa *et al.* (2003) em seus estudos observaram um aumento de 32% no Oxigênio Dissolvido num sistema preenchido com brita # 0 na UFP Campo Grande, PB, de fluxo sub-superficial, vegetado com taboa (*Typha* spp) e TDH de 10 dias.

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 -58,83%, em Goiânia, GO. Eficiência percentual mais benéfica que a encontrada no presente trabalho, que foi de 32,3%, com o TDH de 12,3 dias numa unidade com o mesmo substrato e vegetação utilizada pelo autor.

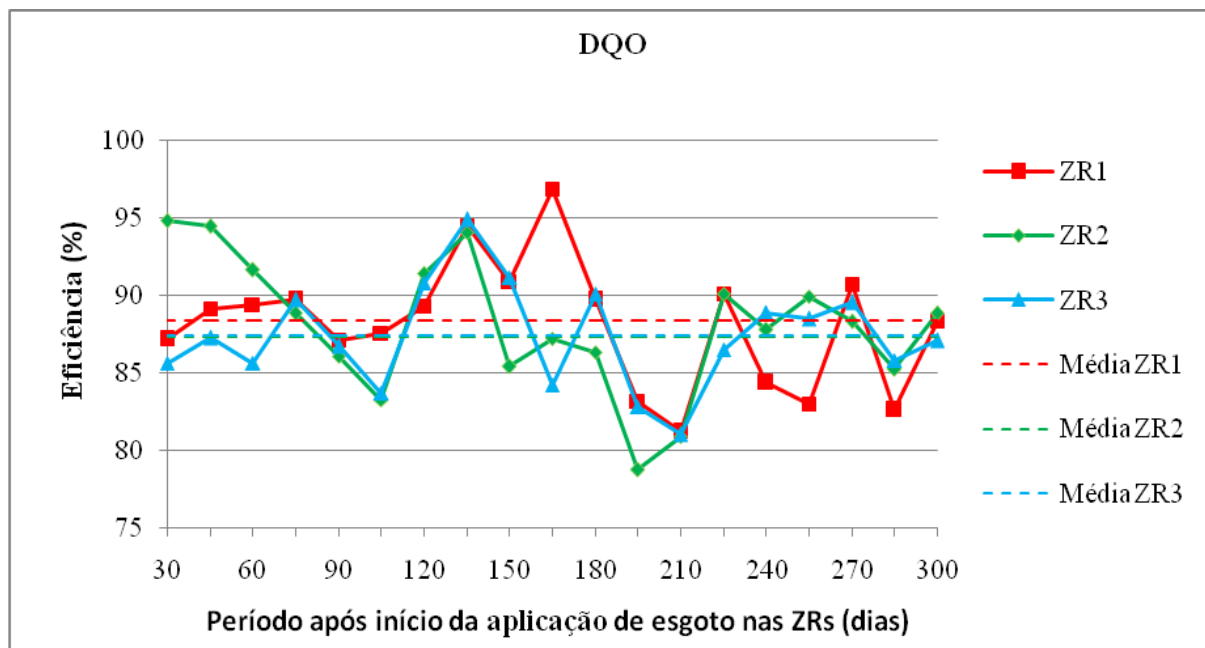
Zanella (2008), observou uma concentração de OD de  $3,3 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$  num sistema de fluxo sub-superficial vegetado com papiro, preenchido com brita # 1 e TDH de 1,5 dias, em Campinas, SP, superior ao obtido no presente estudo que foi de  $1,0 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ , considerando o TDH de 11,6 dias na zona de raízes preenchida com brita #1.

#### 5.4.3.3 Demanda Química de Oxigênio

O valor médio geral de saída para DQO 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 8). Assim como para OD, a Resolução Conama nº 357 (CONAMA, 2005) e o Decreto Goiano nº 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 32).

A redução média percentual da DQO foi de 88,4% na ZR1, 87,3% na ZR2 e 87,4% na ZR3 (Tabela 8), 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 32).



**Figura 32** 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 EE-UFG. Goiânia, GO. 2011.

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 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 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.

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% ± 3, nas condições climáticas de Viçosa, MG.

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.

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%.

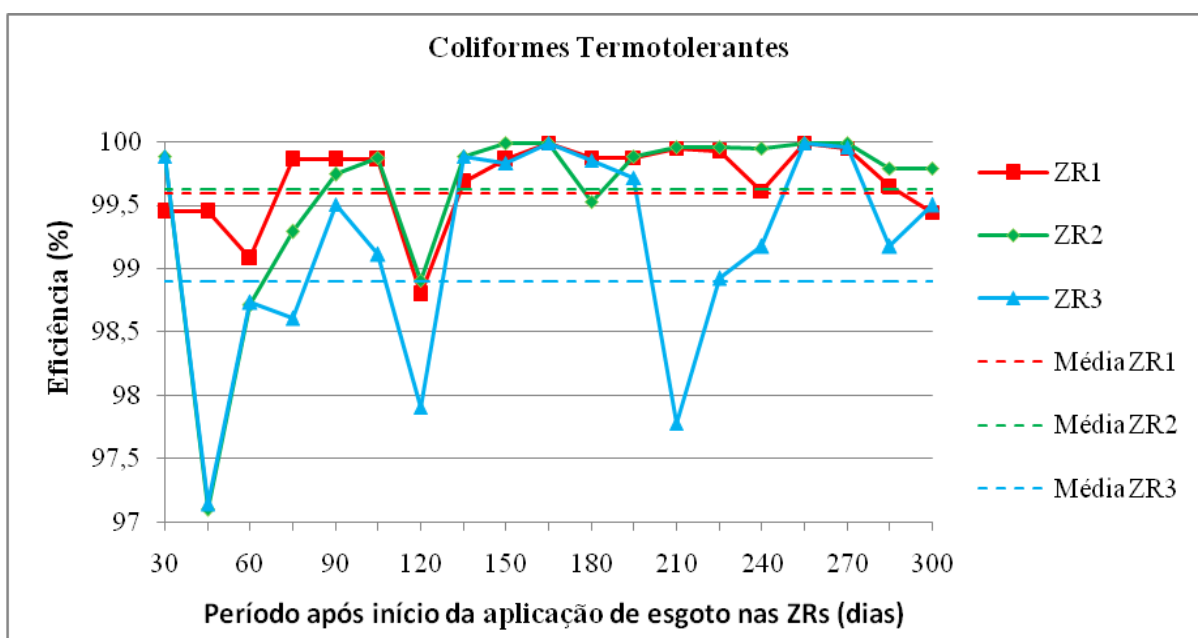
A relação DQO/DBO na saída foi da ordem de 8,6 na ZR1, 5,8 na ZR2 e 6,1 na ZR3. Relações altas indicam presença de frações não biodegradáveis elevadas. A relação DQO/DBO tende a aumentar à medida que o esgoto passa pelas unidades de tratamento, uma vez que fração biodegradável é reduzida após passar 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).

#### 5.4.3.4 Coliformes Termotolerantes

O valor médio geral de saída de coliformes termotolerantes 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 8). 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  $1.000 \text{ NMP } 100\text{mL}^{-1}$  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 8). 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 33).



**Figura 33** 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 EE-UFG. Goiânia, GO. 2011.

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. 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 de 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).

Salario 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.

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.

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.

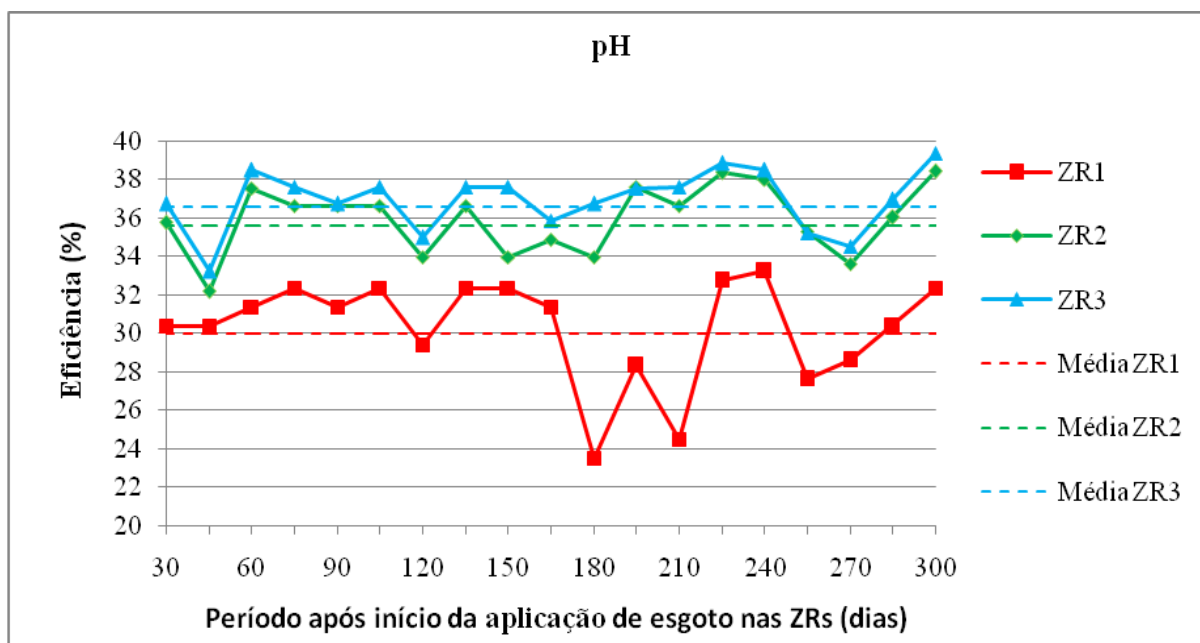
Meira *et al.* (2001), obtiveram uma redução de 97% e 99,1% com um TDH de 5 e 10 dias, respectivamente, utilizando brita # 0 num sistema de fluxo sub-superficial vegetado com taboa (*Typha* spp) nas condições climáticas de Campina Grande, PB. Na mesma região, em um sistema com características similares 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.

#### 5.4.3.5 Potencial Hidrogeniônico

O pH dos efluentes das unidades de zona de raízes oscilou bastante durante o período verificado, mas manteve próximo da média (Figura 34).



**Figura 34** 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 EE-UFG. Goiânia, GO. 2011.

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.

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.

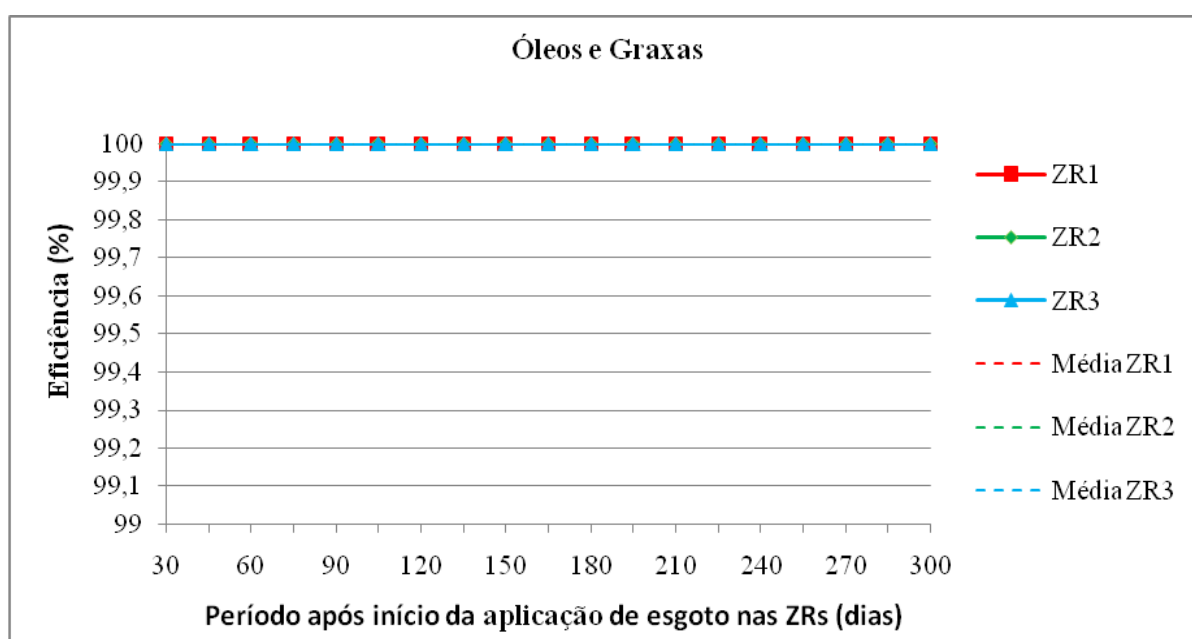
Chagas (2008), utilizando brita # 0 em sistemas zona de raízes de fluxo horizontal sub-superficial implantados na UFV, em Viçosa, MG, vegetado com Lírio Amarelo (*Hemerocallis flava*) e TDH de 3,9 dias, constatou o pH de 7,2 no efluente do sistema. Meira *et al.* (2001), que utilizando brita # 0 num 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.

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.

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).

#### 5.4.3.6 Óleos e Graxas

Os óleos e graxas das unidades de zona de raízes estudadas apresentaram o mesmo comportamento e mesma eficiência no decorrer do experimento (Figura 35).



**Figura 35** Desempenho das unidades zona de raízes referente ao parâmetro óleos e graxas, verificado durante o período do experimento na estação experimental de tratamento de esgoto da unidade universitária EE-UFG. Goiânia, GO. 2011.

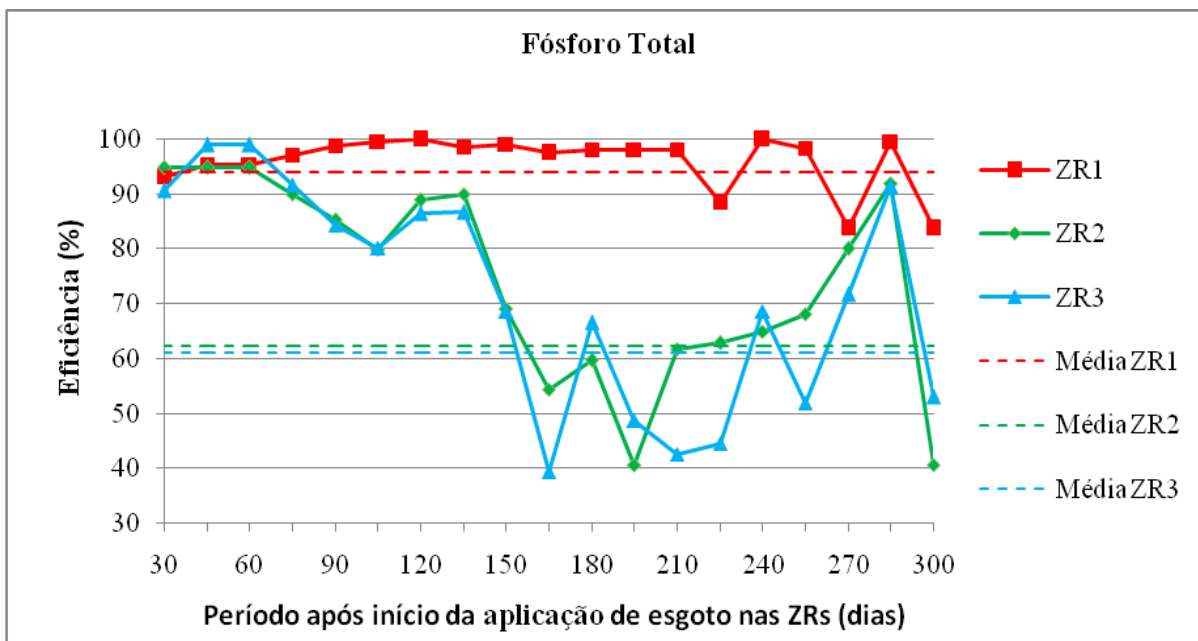
A redução média percentual de óleos e graxas dos efluentes foi de 100% para as três unidades estudadas (Tabela 8), resultando em efluentes com teores virtualmente ausentes. Tal eficiência se manteve constante durante todo o período do experimento (Figura 35). A legislação permite que os efluentes contenham até 20 mg L<sup>-1</sup> de óleos minerais e até 50 mg L<sup>-1</sup> de óleos vegetais e gorduras animais (CONAMA, 2005). A mesma eficiência foi constatada por Almeida (2005, 2007), num sistema vegetado com Lírio do Brejo, preenchido com substrato areia e TDH de 4,09 dias, em Goiânia, GO e por Paulo *et al.* (2007) num sistema de fluxo sub-superficial vegetado com Papiro Anão e preenchido com areia lavada.

#### 5.4.3.7 Fósforo Total

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 36). Ressaltando que fatores climáticos influenciam diretamente no comportamento de sistemas zona de raízes.

Já 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 36). 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.



**Figura 36** 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.

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 36).

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.

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.

Salario 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:

a) Ciclo de vida das macrófitas: ao morrerem, as plantas sofrem decomposição natural e liberam fósforo para o meio.

b) 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.

c) Concentração da variável: que ocorre devido à perda de água por evaporação e evapotranspiração, uma vez que a estação opera a céu aberto.

d) Tempo de detenção hidráulica: o tempo de detenção pode ter sido insuficiente para a redução de fósforo no efluente.

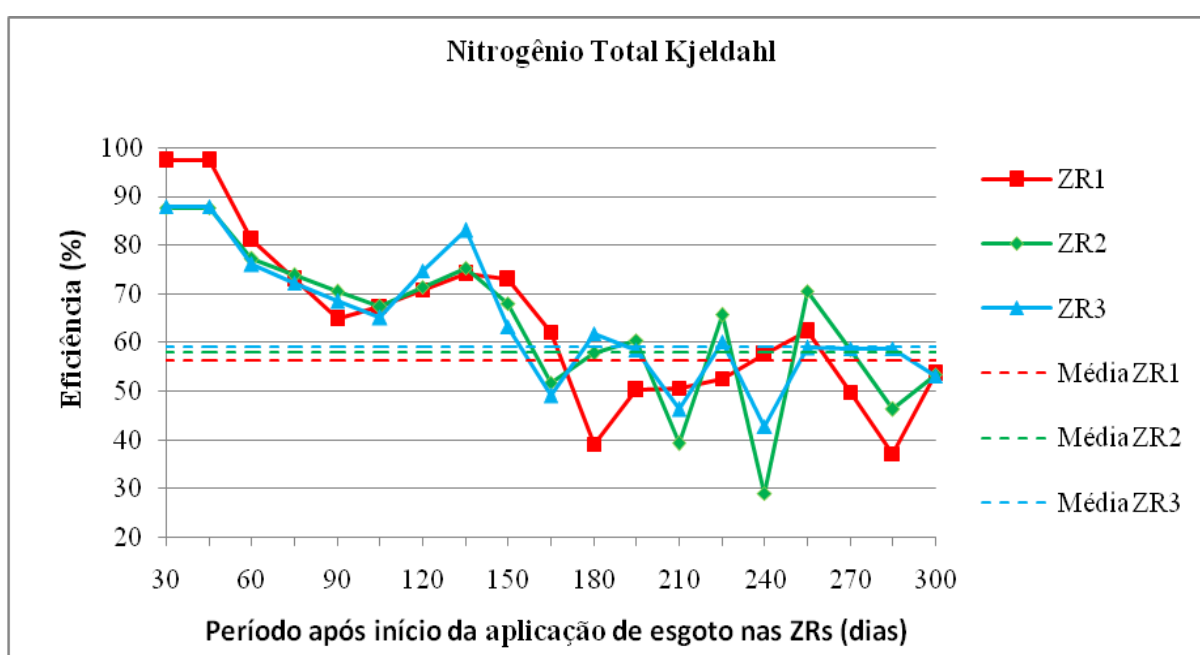
De acordo com Gottschall *et al.* (2007), pode-se obter entre 3% e 60% de remoção de fósforo dependendo da espécie usada, do tipo de tratamento, das taxas de nutrientes e do consumo de nutriente pela planta. A liberação de oxigênio pelas raízes pode aumentar a capacidade de adsorção do fósforo por meio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

#### 5.4.3.8 Nitrogênio Total Kjeldahl

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.

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 37). Não houve diferença significativa entre os tratamentos para este parâmetro.

As unidades de zona de raízes estudadas apresentaram comportamentos semelhantes da eficiência na remoção de nitrogênio total Kjeldahl no decorrer do experimento. Assim como em outros atributos deste trabalho, o nitrogênio total Kjeldahl 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 37).



**Figura 37** 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 EE-UFG. Goiânia, GO. 2011.

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>14</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.

#### 5.4.3.9 Nitrogênio Amoniacal

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

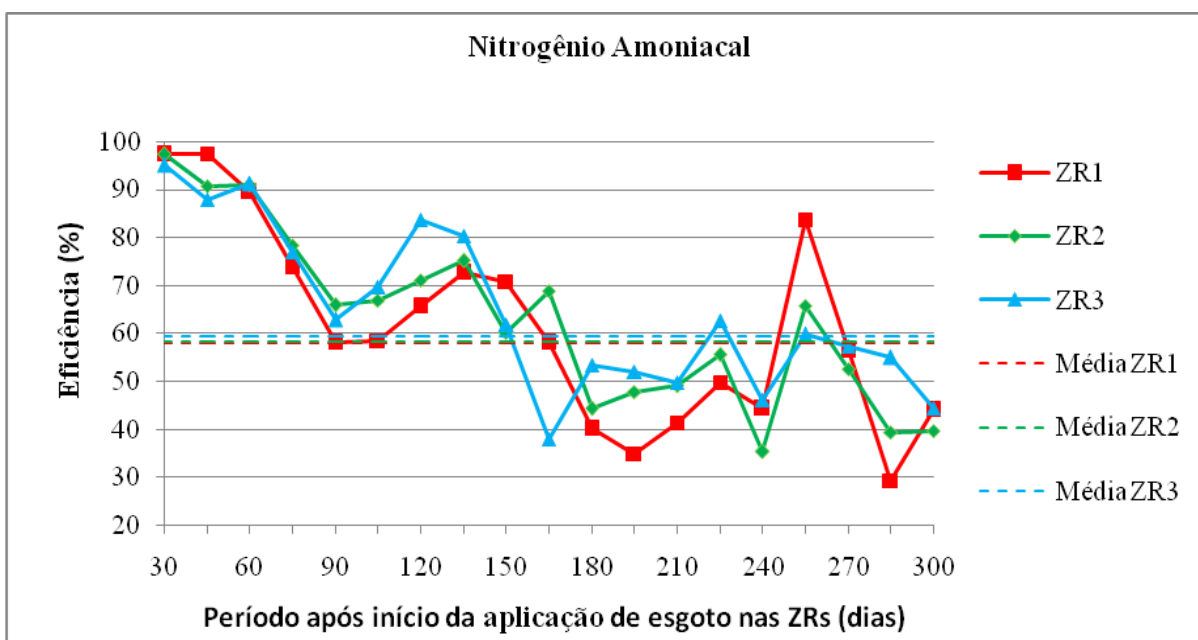
---

<sup>14</sup> SANTOS, H. F. Aplicação do lodo de estação de tratamento de esgoto em solos agrícolas. **Revista DAE**. São Paulo, 1979. p. 31-48.

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 38). 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 experimento. A princípio, os motivadores dessa mudança de comportamento são os mesmos relatados anteriormente, transição do período chuvoso para o período seco (Figura 38).



**Figura 38** 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 EE-UFG. Goiânia, GO. 2011.

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.

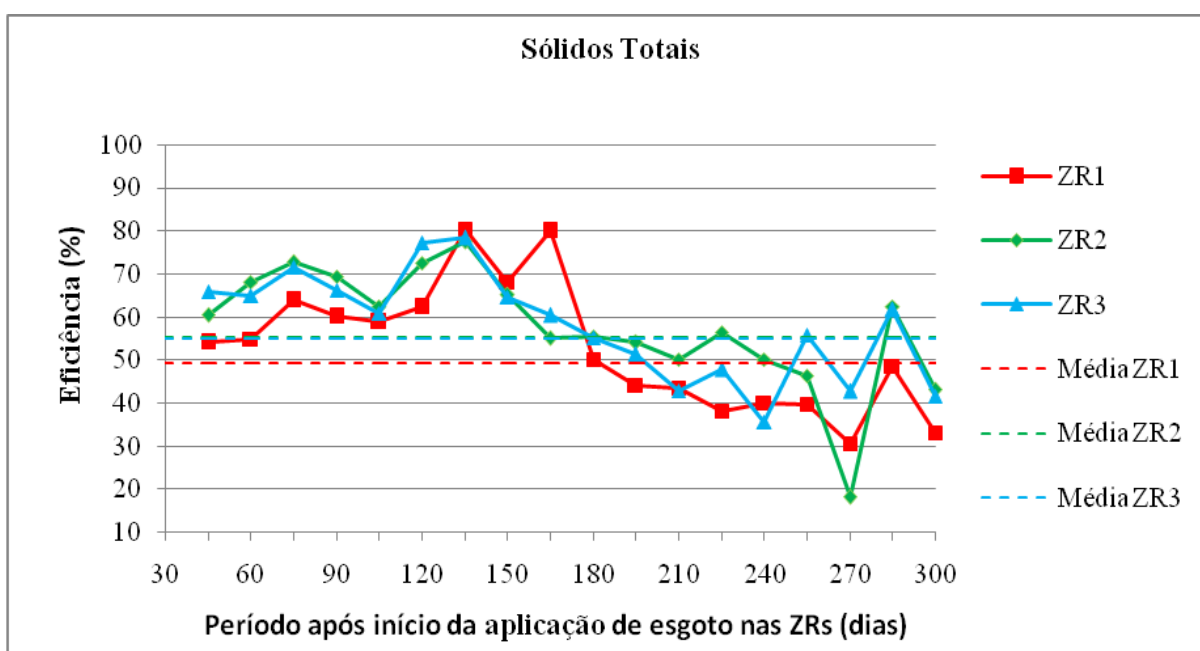
Meira *et al.* (2001), obtiveram uma redução de 67,3% e 77,9% com um TDH de 5 e 10 dias, respectivamente, utilizando brita # 0 num sistema de fluxo sub-superficial vegetado com taboa (*Typha* spp) nas condições climáticas de Campina Grande, PB. Segundo a autora, o nitrogênio amoniacal pode ter sido removido por volatilização ou consumo (absorção radicular), provavelmente ocorreu o segundo processo, visto que o pH em torno de 7 não estimulou a formação de  $\text{NH}_3$  e sim  $\text{NH}_4^+$ . 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 caniço, 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.

#### 5.4.3.10 Sólidos Totais

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 39). 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)



**Figura 39** 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 EE-UFG, Goiânia, GO, 2011.

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

Houve uma redução média percentual dos sólidos totais dos efluentes de 49,2% na ZR1, 55,4% na ZR2 e 55% na ZR3 (Tabela 8), 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 39). 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.

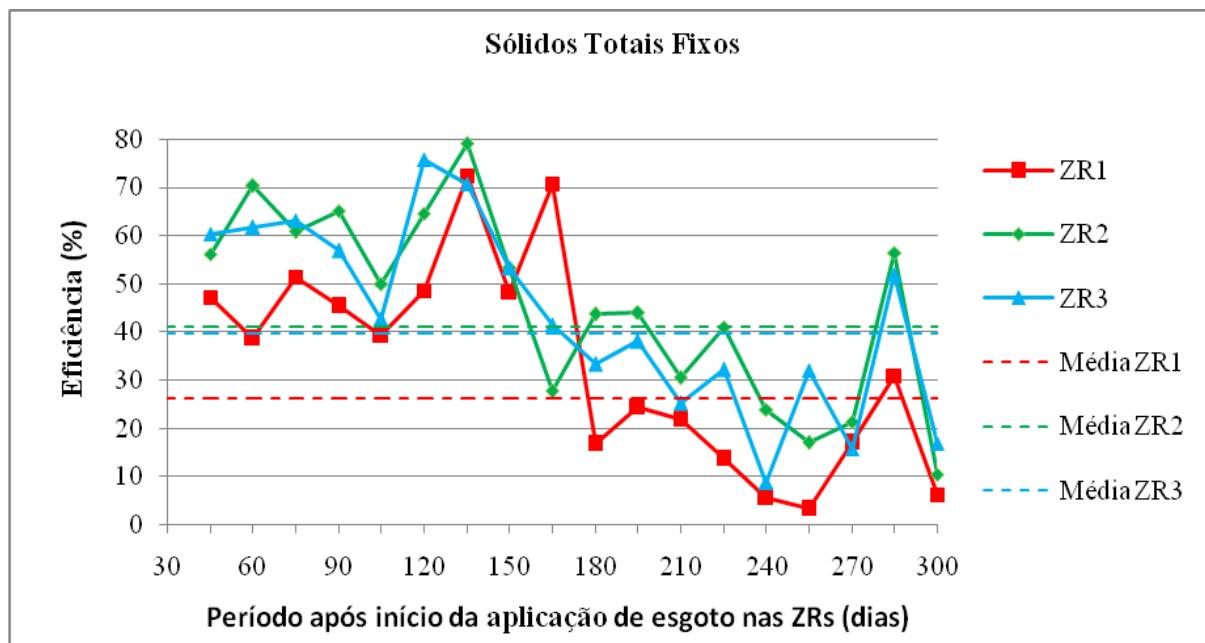
O valor médio dos sólidos totais foi de 353 mg L<sup>-1</sup> na ZR1, 341 mg L<sup>-1</sup> na ZR2 e 351 mg L<sup>-1</sup> na ZR3 (Tabela 8). A Resolução Conama n° 357 (CONAMA, 2005) e o Decreto Goiano n° 1.745 (GOIÁS, 1979), que dispõe as condições e padrões de lançamento de efluentes não preconizam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

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.

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%.

#### 5.4.3.11 Sólidos Totais Fixos

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 40).



**Figura 40** 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 EE-UFG. Goiânia, GO. 2011.

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

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 8). 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 40). 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.

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 8). A Resolução Conama n° 357 (CONAMA, 2005) e o Decreto Goiano n° 1.745 (GOIÁS, 1979), não estabelecem limites para este atributo em efluentes.

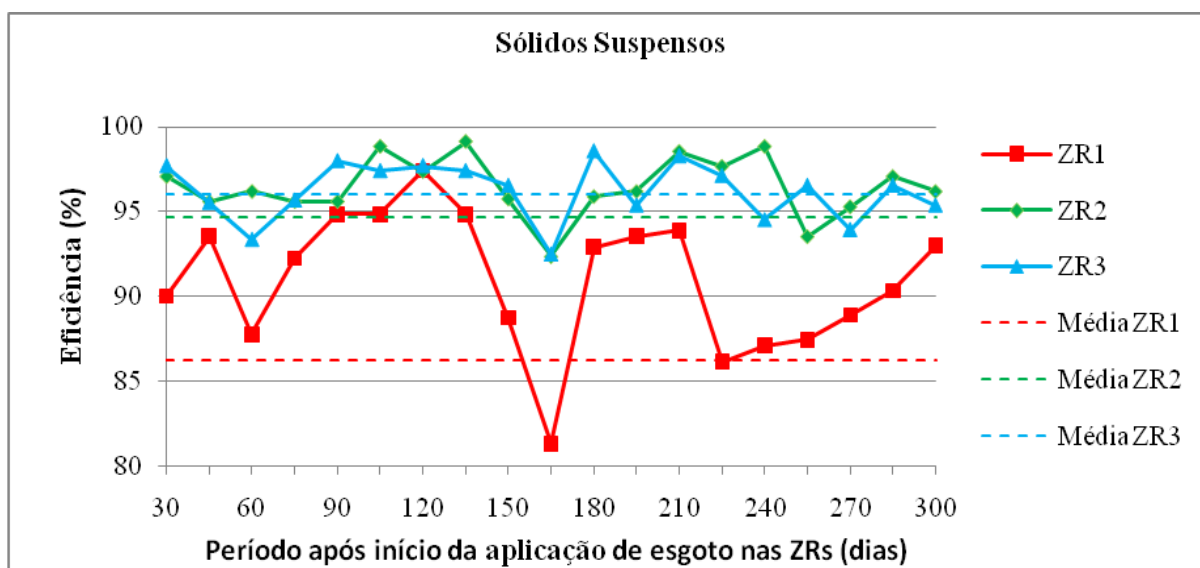
Almeida (2005, 2007), utilizando o substrato areia num sistema vegetado com Lírio do Brejo e TDH de 4,09 dias, observou um aumento de 26,11% na eficiência de sólidos totais fixos, em Goiânia, GO, inferior a obtida no presente trabalho que obteve uma redução de 26,1% na unidade preenchida com areia e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

#### 5.4.3.12 Sólidos Suspensos

O valor médio dos sólidos suspensos foi de  $43,0 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $18,0 \text{ mg L}^{-1}$  e  $15,0 \text{ mg L}^{-1}$  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 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 41).



**Figura 41** 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 EE-UFG. Goiânia, GO. 2011.

As unidades ZR1, ZR2 e ZR3, alcançaram a eficiência média percentual de 86,2%, 94,7% e 96,0 %, respectivamente (Tabela 8). 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 41).

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.

Sezerino *et al.* (2005), em sistemas de fluxo sub-superficial horizontal, preenchido com areia, vegetado com taboa e TDH de 3,9 dias, em Florianópolis, SC, obtiveram uma eficiência de 82% na remoção de sólidos suspensos, similar a obtida neste trabalho (86,2%).

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 conseqüente 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.

## 5.5 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 9.

**Tabela 9** 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. Goiânia-GO. 2011.

TRATAMENTO	DBO <sup>1</sup>			OD <sup>1</sup>			DQO <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		1,0	-		60	95,9 a
ZR2: Brita # 0	417	12	98,2 a	-	1,0	-	965	70	95,5 a
ZR3: Brita # 1		12	98,2 a		1,0	-		73	95,5 a
TRATAMENTO	CT <sup>1</sup>			pH <sup>1</sup>			OG <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		5,8x10 <sup>3</sup>	99,9898 a		7,1	-		0	100 a
ZR2: Brita # 0	3,8x10 <sup>7</sup>	5,8x10 <sup>3</sup>	99,9906 a	7,4	7,2	-	110	0	100 a
ZR3: Brita # 1		1,8x10 <sup>4</sup>	99,9722 b		7,2	-		0	100 a
TRATAMENTO	FOSF. <sup>1</sup>			NTK <sup>1</sup>			N.AMON. <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		0,5	95,2 a		46,3	67,3 a		33	47,1 a
ZR2: Brita # 0	7,3	3,5	70,1 b	94	49,0	68,6 a	41	36	48,0 a
ZR3: Brita # 1		3,7	69,1 b		47,1	69,6 a		35	49,2 a
TRATAMENTO	ST <sup>1</sup>			STF <sup>1</sup>			SS <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		353	68,1 b		295	32,7 b		43,0	87,3 b
ZR2: Brita # 0	748	341	72,0 a	289	258	45,0 a	229	18,0	95,2 a
ZR3: Brita # 1		351	71,8 a		273	43,5 a		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.

## 6 CONCLUSÕES

1. 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 EE-UFG com os três substratos de diferentes granulometrias.

2. Não houve diferença significativa entre as eficiências dos tratamentos na remoção dos atributos: DQO, nitrogênio total Kjeldahl, nitrogênio amoniacal e óleos e graxas. 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.

3. 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, nitrogênio amoniacal e óleos e graxas tiveram eficiências similares aos citados pela literatura pesquisada.

5. 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 n° 1.745 de 1979 (GOIÁS, 1979) para lançamento de efluentes de estação de tratamento de esgotos em corpos receptores de Classe 2.

6. 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.

## 7 RECOMENDAÇÕES

Com a intenção de se obter melhores resultados em sistemas zona de raízes e, conseqüentemente, uma melhoria no efluente, recomenda-se:

1. Caso utilize a areia comercializada como areia lavada, proceder a lavagem desta antes de iniciar operação do sistema.
2. Implantar uma unidade subsequente à unidade zona de raízes, como filtro lento com substrato de solo argiloso para melhorar a remoção do fósforo e sólidos e/ou unidade de desinfecção como equipamento de ultravioleta para melhorar a remoção de coliformes termotolerantes.
3. Na saída do sistema zona de raízes pode-se adotar cascatas ou corredeiras, na intenção de oxigenar o efluente e melhorar os baixos níveis de oxigênio dissolvido.
4. Aumentar a vazão de aplicação verificando o potencial de tratamento do sistema, proporcionando melhor relação de metros quadrados de sistema por habitante.

## 8 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A escolha do substrato a ser utilizado no sistema deve ser levado em consideração a disponibilidade deste na região, bem como o tempo de vida útil do substrato quando se refere à colmatação.

A medição da evapotranspiração do sistema zona de raízes é de fundamental importância para calcular a eficiência real do sistema, o TDH e as dimensões da unidade.

O Estado de Goiás apresenta atualmente algumas estações de tratamento de esgoto por plantas. Porém, em decorrência da demanda no setor de saneamento novas estações podem ser implantadas. Assim, devem ser iniciadas pesquisas com o reuso do efluente tratado pelo sistema que, pelas características químicas e biológicas, apresenta grande potencialidade de reuso para diversos fins não potáveis.

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

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 7181**: solo – análise granulométrica: método de ensaio. Rio de Janeiro, 1984.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 9649**: projeto de redes coletoras de esgotos sanitários. Rio de Janeiro, 1986.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 7229**: projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos: procedimento. Rio de Janeiro, 1993.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 6502**: rochas e solos: terminologia. Rio de Janeiro, 1995.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 13969**: tanques sépticos – unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – projetos, construção e operação: procedimento. Rio de Janeiro, 1997.
- 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.
- 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).
- 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.
- 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.
- 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.
- ALMEIDA, R. A.; PITALUGA, D. P. S.; REIS, R. P. A. Tratamento de esgoto doméstico por zona de raízes precedida de tanque séptico. **Revista Biociências**, UNITAU, v.16, n.1, p. 73-81, 2010.
- ALVES, W. C.; KIPERSTOK, A.; ZANELLA, L.; PHILLIPI, L. S.; SANTOS, M. F. L.; VALENTINA, R. S. D.; OLIVEIRA, L. V.; GONÇALVES, R. F. **Tecnologias de conservação em sistemas prediais**. USO RACIONAL DE ÁGUA E ENERGIA - Conservação de água e energia em sistemas prediais e públicos de abastecimento de água. Cap. 5, Projeto PROSAB, Rio de Janeiro: ABES, p. 219-294, 2009.

AMBROS; EHRHAEDT; KERSCHBAUMER. **Pflanzen-klaranlagen selbst gebaut**. Stuttgart: L. S. Verlag, 1998. 148 p.

ANDRADE NETO, C. O. **Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários: experiência brasileira**. Rio de Janeiro, ABES, 1997. 301 p.

ANDREOLI, F. N. Tratamento de esgoto sanitário por infiltração em pequena profundidade de areia de alta condutividade hidráulica na remoção de DQO e SS. IN: 20º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, ABES, **Anais...**, 1999.

APHA; AWWA; WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19ª edição, Washington D. C./USA, American Public Health Association, 1995.

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.

ARIAS, C. A.; BRIX, H. Humedales artificiales para el tratamiento de águas residuales. **Revista Ciência e Ingeniería Neogranadina**, v.13, p. 17-24, 2003.

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.

AYOADE, J. O. **Introdução à climatologia para os trópicos**. 9. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2003. 332 p.

BAHLO, K.; WACH, G. **Naturnahe abwasserreinigung**. Freiburg: Okobuch, 1996. 137 p.

BECCATO, M. A. B. **Elaboração participativa de uma proposta de reestruturação do sistema de tratamento de esgoto da comunidade do Marujá – Parque estadual da Ilha do Cardoso / SP**. São Carlos, SP: 2004. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo – USP, 2004. 292 p.

BENTO, A. P. **Caracterização da microfauna no sistema insular de tratamento de esgotos de Florianópolis/SC: um instrumento de controle operacional e avaliação da eficiência do processo**. Florianópolis, SC: 2000. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 2000. 131 p.

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.

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.

BORGES, K. P.; TAUKE-TORNISIELO, S. M.; DOMINGOS, R. N.; ANGELIS, D. F. Performance of the constructed wetlands system for the treatment of water from the Corumbataí river. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 51, n. 6, p. 01-09, 2008.

BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de tratamento de águas residuárias**. São Paulo: CETESB, 1993.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. 3ª ed. São Paulo: CETESB/ASCETESB, 1986. 640 p.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. Secretaria Nacional de Irrigação. Departamento Nacional de Meteorologia. **Normais climatológicas: 1961-1990**. Brasília, DF, 1992. 84 p.

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.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de Saneamento**. 3. ed. rev. Brasília, DF, 2006. 408 p.

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

BRIX, H. Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetlands plants – the root zone method. **Water Science and Technology**, Great Britain, IAWQ, v. 19 (1/2), p. 107-118, 1987.

BRIX, H. Gas exchange through the soil-atmosphere interphase and through dead culms of phragmites australis in a constructed reed bed receiving domestic sewage. **Water Science and Technology**, v. 24, n. 02, p. 259-266, 1990.

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.

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

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.

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

CAMPOS, J. C., FERREIRA, J. A., MANNARINO, C. F., SILVA, H. R.; BORBA, S. M. P. Tratamento do chorume do aterro sanitário de Piraí (RJ) utilizando wetlands. In: VI SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Vitória, 2002. **Anais...** Vitória-ES: ABES, 2002.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Microbiologia de lodos ativados** – Série manuais. São Paulo: CETESB, 1991. 23 p.

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.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios.** Vol. 5. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1997. 246 p.

COHIN, E.; KIPERSTOK, A.; PHILLIPI, L. S.; ALVES, W. C.; GONÇALVES, R. F. **Perspectivas futuras: água, energia e nutrientes. USO RACIONAL DE ÁGUA E ENERGIA** - Conservação de água e energia em sistemas prediais e públicos de abastecimento de água. Cap. 6, Projeto PROSAB, Rio de Janeiro: ABES, p. 295-350, 2009.

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.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente (Brasil). Resolução nº 397, de 03 de abril de 2008. 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.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente (Brasil). Resolução nº 430, de 13 de março de 2011. 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.

COOPER, P. F.; JOB, G. D.; GREEN, M. B.; SHUTES, R. B. E. **Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment.** Swindon: WRc plc, 1996. 184 p.

CORAUCCI FILHO, B.; ANDRADE NETO, C. O.; MELO, H. N. S.; SOUZA, J. T.; NOUR, E. A. A.; FIGUEIREDO, R. F. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistemas de aplicação no solo.** Cap. 2, FINEP/PROSAB, 2001.

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 colíforos e bacterióforos. **Revista de biologia e ciências da terra**, v. 3, n. 1, 2003.

COSTA, S. M. S. P. **Avaliação do potencial de plantas nativas do Brasil no tratamento de esgoto doméstico e efluentes industriais em wetlands construídos.** Campinas, SP: 2004. Originalmente apresentada como tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas – Unicamp, 2004. 102 p.

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.

DACACH, N. G. **Tratamento primário de esgoto.** Rio de Janeiro: Editora Didática e Científica. 1991. 106 p.

DANTAS, B. F.; ARAGAO, C. A.; ALVES, J. D. Cálcio e o desenvolvimento de aerênquimas e atividade de celulase em plântulas de milho submetidas a hipoxia. **Scientia Agricola.** [online], vol. 58, n. 2, p. 251-257, 2001.

DAVIS, L. A. **Handbook of Constructed Wetlands.** A Guide to Creating Wetlands for: Agricultural Wastewater, Domestic Wastewater, Coal Mine Drainage, Stormwater in the Mid-Atlantic Region. Volume 1, USEPA Region III with USDA, NRCS, ISBN 0-16-052999-9, 1995.

DEUBER, R. **Ciência das plantas daninhas: fundamentos.** Jaboticabal: Funep, 1992. 431 p.

DREW, M. C. Oxygen deficiency and root metabolism: injury and acclimation under hypoxia and anoxia. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, v.48, p. 223-250, 1997.

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.

ENDRESS, P. K. **Diversity and evolutionary biology of tropical flowers.** Cambridge: University Press, p. 358-365, 1994.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de limnologia.** 2ª ed., Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FERNANDES, C. **Esgotos Sanitários.** João Pessoa: UFPB/ Editora Universitária, 1997. 434 p.

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.

FONSECA, S. P. P. **Tratamento de esgoto por disposição no solo.** Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM), 2005. 40 p.

GIRARLDI, D.; LUCARINI, F.; IANNELLI, R. L'evapotranspirazione nei sistemi di fitodepurazione a flusso superficiale: analisi sperimentali ed implementazione modellistica. In: VIII Simpósio Ítalo-brasileiro de engenharia sanitária e ambiental. **Anais...** Fortaleza, CE: 2006.

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.

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.

HAMMER, D. A. **Creating freshwater wetlands**. Cap. 1, 3 e 5, Lewis Publishers, 1997.

HARBEL, R. Constructed wetlands: a chance to solve wastewater problems in developing countries. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p.1-17, 1999.

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.

HUSSAR, G. J. **Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura**. Campinas, SP: 2001. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Faculdade de Engenharia Agrícola – Universidade Estadual de Campinas, 2001. 118 p.

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/recursoshidricos/NURECO/arq/CAEA/CAEA2.pdf>>. Acesso em: 27 abr. 2010.

IWA – International Water Association. **Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation**. Scientific and Technical Report n.8. London, England: IWA Publishing, 2000. 156 p.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 4. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2005. 932 p.

LEOPOLDO, P. R.; CONTE, M. L. Processo fito-pedológico aplicado no tratamento de efluentes doméstico. In: XXVII CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, AIDIS, 1996, Cidade do México, **Anais...** Cidade do México: AIDIS, v. 1, p. 1-8, 1996.

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 CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, AIDIS, Porto Alegre, **Anais...** Porto Alegre: AIDIS, 2000. I-048, CD-ROM.

LIÉNARD, A. Wetland systems for water pollution control. IX: Preface. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 9, 2005.

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

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

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.

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.

KAICK, T. S. V. **Estação de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná**. Curitiba, PR: 2002. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação em Tecnologia – Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná, 2002. 116 p.

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

KAWANO, M; HANDA, R. M. Filtros biológicos e biodiscos. **VI Semana de Estudos da Engenharia Ambiental**, Irati, PR: UNICENTRO, 2008.

KICKUTH, R. Processo de tratamento rizosférico segundo o professor Kickuth. In: 4º CONGRESSO DA ÁGUA - RELATOS E RESUMOS - 1998, Lisboa. **Resumos...** Lisboa: 1998. Disponível em: <<http://www.aprh.pt/congressoagua98/files/com/122.pdf>>. Acesso em: 12 abr. 2010.

KISSMANN, K. G. **Plantas infestantes e nocivas**. Tomo I. São Paulo: BASF Brasileira S.A., 1991. 608 p.

MACEDO, J. F. O gênero *Hedychium koening* (Zingiberaceae) no Estado de Minas Gerais. **Daphne**, v. 7, n. 2, p. 27-31, 1997.

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.

MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. **Reuso de Água**. 1. Ed. Barueri, SP: Manole, 2003.

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.

MARICLE, B. R.; LEE, R. W. Aerenchyma development and oxygen transport in the estuarine cordgrasses *Spartina alterniflora* and *S. anglica*. **Aquatic Botany**, Amsterdam, v. 74, n. 2, p. 109-120, Oct. 2002.

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.

McGHEE, T. J.; STEEL, E. W. **Water supply and sewerage**. 6 ed. Columbus: McGraw-Hill, 1991. 602 p.

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.

MELO JUNIOR, A. S. **Dinâmica da remoção de nutrientes em alagados construídos com *typha* SP.** Campinas, SP: 2003. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Faculdade de Engenharia Agrícola – Universidade Estadual de Campinas, 2003. 295 p.

METCALF; EDDY. **Tratamiento y depuración de las aguas residuales**. Ed. Labor, Barcelona, 1981.

METCALF; EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 3 ed., New York: McGraw-Hill, 1991. 1334 p.

METCALF; EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 4 ed. New Delhi: McGraw-Hill, 2003. 1819 p.

NAIME, R.; GARCIA, A. Utilização de enraizadas no tratamento de efluentes agroindustriais. **Estudos Tecnológicos**, v. 1, n. 2, p. 9-20, 2005.

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.

NUVOLARI, A. **O lançamento in natura e seus impactos**. In: NUVOLARI, A. (Coord.). Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola. São Paulo: E. Blücher, 2003. p. 171-208.

PARESCHI, 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.

PARKINSON, J. N.; SIQUEIRA, E. Q.; CAMPOS, L. C. Tratamento de esgotos domésticos de pequenas comunidades utilizando áreas alagadas construídas (AACs). **Revista Intercursos**, v. 3, n.2, p. 135-139, Jul-Dez 2004.

PAULO, P. L.; BRAGA, A. F. M.; MAXIMOVITCH, A. C.; BONCZ, M. Á. Tratamento de água cinza em uma unidade residencial de banhados construídos. In: 24º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2007, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: ABES, 2007.

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.

PIDOU, M.; AVERY, L.; STEPHENSON, T; JEFFREY, P.; PARSONS, S. A.; LIU, S.; MEMON, F. A.; JEFFERSON, B. Chemical solutions for greywater recycling. **Chemosphere**, v. 71, n. 1, p. 147-55, 2008.

PITALUGA, D. P. S.; ALMEIDA, R. A.; REIS, R. P. A. **Sistema domiciliar de tratamento de esgoto por plantas: uma contribuição ao ambiente da cidade de Goiânia**. Prêmio CREA-Goiás de Meio Ambiente 2008: compêndio dos trabalhos premiados. Conselho Regional de Engenharia Arquitetura e Agronomia do Estado de Goiás, Goiânia, p. 51-68, 2009a. 217 p.

PITALUGA, D. P. S.; ALMEIDA, R. A.; REIS, R. P. A.; MARTINS, L. L. Tratamento de esgoto doméstico por zona de raízes precedida de tanque séptico: eficiência do sistema e potencial de reuso do efluente. 25º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2009, Recife. **Anais...** Recife: ABES, II-100, CD-ROM, 2009b.

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.

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

ROSTON, D. M. Uso de várzeas artificiais para tratamento de efluente de tanque séptico. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 23, 1994, Campinas, SP. **Anais...** Campinas, n.º 94-7-210, 1994.

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 Agronômicas – UNESP, 2008. 137 p.

SALATI, E. **Método fitopedológico de despoluição de águas**. São Paulo: Fundação Salim Farah Maluf, 1984. 37p.

SALATI JUNIOR, E.; SALATI, ENEIDA; SALATI, ENÉAS. Wetland projects developed in Brazil. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 19-25, 1999.

SALATI, E. **Utilização de sistemas de wetlands construídas para tratamento de águas.** Relatório Técnico para o programa de pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental da EESC. São Carlos, SP, 2000. 36 p.

SALATI, E. Utilização de sistemas de *Wetlands* construídas para tratamento de águas. **Biológico**, v. 65, n. 1/2, p. 113-116, 2003.

SANTOS, S. B., PEDRALLI, G.; MEYER, S. T. Aspectos da fenologia e ecologia de *Hedychium coronarium* (Zingiberaceae) na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto-MG. **Planta Daninha**, v. 23, n. 2, p. 175-180, 2005.

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.

SCHNEIDER, I. A. H. Plantas Aquáticas: Adsorventes Naturais para a Melhoria da Qualidade das Águas. **XIX Prêmio Jovem Cientista – Água: Fonte de Vida**, Porto Alegre, RS, 2003.

SCHUSSLER, E. E.; LONGSTRETH, D. J. Aerenchyma develops by cell lysis in roots and cell separation in leaf petioles in *Sagittaria lancifolia* (Alismaceae). **American Journal of Botany**, v. 83, p. 1266-1273, 1996.

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.

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.

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.

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.

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.

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.

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.

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.

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.

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.

SPERLING, M. V. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, v. 2, 1996b. 211 p.

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.

STONE, C. P.; SMITH, C. W.; TUNISON, J. T. (Eds). **Alien plant invasions in native ecosystems of Hawaii: management and research**. Honolulu: University of Hawaii, Cooperative National Park Resources Study Unit, 1992. p. 887.

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.

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

TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F. L. **Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse**. 3rd.ed. New York: McGraw-Hill, 1991. 1334 p.

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.

TROTTER, E. A.; THONSON, B.; COLEMAN, R. **Evaluation of a subsurface flow wetland processing sewage from the Sevilleta LTER field station.** Las Cruces: New Mexico Water Resources Research Institute, 1994. 52 p.

UFSM – Universidade Federal de Santa Maria. **Material Didático: Mecânica dos Solos.**

Disponível em:

<[http://www.ufsm.br/engcivil/Material\\_Didatico/TRP1003\\_mecanica\\_dos\\_solos/unidade\\_6.pdf](http://www.ufsm.br/engcivil/Material_Didatico/TRP1003_mecanica_dos_solos/unidade_6.pdf)>. Acesso em: 25 nov. 2010.

USDA – Natural Resources Conservation Service; Environmental Protection Agency. **A handbook of constructed wetlands.** Washington: USDA/NRCS/EPA, v. 1, 2002. 53 p.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Design manual on constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment.** EPA/625/1-88/022, CERL, Cincinnati – OH/USA, 1988. 83 p.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Constructed wetlands treatments of municipal wastewaters.** EPA/625/r-99/010, Cincinnati, Ohio, 1999. 152 p.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Wastewater technology fact sheet.** Wetlands: Subsurface flow. Washington: EPA 832-F-00-023, Office of Water, 2000. 8 p.

VALENTIM, M. A. A. **Uso de leitos cultivados no tratamento de tanque séptico modificado.** Campinas, SP: 1999. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, 1999. 119 p.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados (“constructed wetland”) para tratamento de esgoto:** contribuições para concepção e operação. Campinas, SP: 2003. Originalmente apresentada como tese de doutorado, Faculdade de Engenharia Agrícola - UNICAMP, 2003. 210 p.

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.

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.

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.

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.

WERNER, C.; PANESAR, A.; BRACKEN, P.; MANG, H. P.; HUBA-MANG, E.; GEROLD, A. M.; DEMSAT, S.; EICHER, I. **Guidelines for the preparation and implementation of ecosan projects**. 2nd draft, GTZ, 2003.

WOOD, R. B.; McATAMNEY, C. F. The use of macrophytes in bioremediation. **Biotechnology Advance**, v. 12, p. 653 - 662, 1994.

WOOD, R. B.; McATAMNEY, C. F. Constructed wetlands for wastewater treatment: the use of laterite in the bed medium in phosphorus and heavy metal removal. **Hidrobiologia**, vol. 340, p. 323-331, 1996.