

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

Karina Eliane Quege

**TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO PELO SISTEMA ZONA DE
RAÍZES UTILIZANDO PLANTAS DE BAMBU**

Goiânia

2011

Karina Eliane Quege

**TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO PELO SISTEMA ZONA DE
RAÍZES UTILIZANDO PLANTAS DE BAMBU**

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: Dr. Rogério de Araújo Almeida.

Goiânia

2011



Termo de Ciência e de Autorização para Disponibilizar as Teses e Dissertações Eletrônicas (TEDE) na Biblioteca Digital da UFG

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás–UFG a disponibilizar gratuitamente através da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações – BDTD/UFG, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a Lei nº 9610/98, o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou *download*, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

1. Identificação do material bibliográfico: **Dissertação** **Tese**

2. Identificação da Tese ou Dissertação

Autor (a):	KARINA ELIANE QUEGE				
CPF:		E-mail:	karinaequege@gmail.com		
Seu e-mail pode ser disponibilizado na página? <input checked="" type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não					
Vínculo Empregatício do autor	Professora da rede Municipal em Senador Canedo e da rede Estadual de Goiás.				
Agência de fomento:				Sigla:	
País:	BRASIL	UF:	GO	CNPJ:	
Título:	TRATAMENTO DE ESGOTO SANITARIO PELO SISTEMA ZONA DE RAÍZES UTILIZANDO PLANTAS DE BAMBU				
Palavras-chave:	Alagados construídos, fito-remediação, evapotranspiração, afluente.				
Título em outra língua:	Sewage treatment by root zone system using bamboo plants.				
Palavras-chave em outra língua:	Constructed wetlands, phyto-remediation, evapotranspiration, affluent.				
Área de concentração:	Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.				
Data defesa: (dd/mm/aaaa)	31/08/2011				
Programa de Pós-Graduação:	Programa de Pós-Graduação <i>Stricto Sensu</i> em Engenharia do Meio Ambiente				
Orientador(a):	Dr. Rogério de Araújo Almeida.				
CPF:		E-mail:	raa@agro.ufg.br		

3. Informações de acesso ao documento:

Liberação para disponibilização?¹ total parcial

Em caso de disponibilização parcial, assinale as permissões:

Capítulos. Especifique: _____

Outras restrições: _____

Havendo concordância com a disponibilização eletrônica, torna-se imprescindível o envio do(s) arquivo(s) em formato digital PDF não-criptográfico da tese ou dissertação.

O Sistema da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações garante aos autores, que os arquivos contendo eletronicamente as teses e ou dissertações, antes de sua disponibilização, receberão procedimentos de segurança, criptografia (para não permitir cópia e extração de conteúdo, permitindo apenas impressão fraca) usando o padrão do Acrobat.

Data: 17/11/2011

Assinatura do (a) autor(a)

¹ Em caso de restrição, esta poderá ser mantida por até um ano a partir da data de defesa. A extensão deste prazo suscita justificativa junto à coordenação do curso. Todo resumo e meta dados ficarão sempre disponibilizados.

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação na (CIP)
GPT/BC/UFG**

Q383t Quege, Karina Eliane.
Tratamento de esgoto sanitário pelo sistema zona de raízes utilizando plantas de bambu [manuscrito] / Karina Eliane Quege. - 2011.
86 f. : il., figs, tabs.

Orientador: Prof. Dr. Rogério de Araújo Almeida.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Goiás, Escola de Engenharia Civil, 2011.
Bibliografia.
Inclui lista de figuras, abreviaturas, siglas e tabelas.

1. Engenharia sanitária – efluentes. 2. Esgoto sanitário – Tratamento 3. Bambu – Fitorremediação. I. Título.

CDU: 628.35

FICHA AVALIATIVA DE APROVAÇÃO

KARINA ELIANE QUEGE

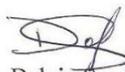
**TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO PELO SISTEMA ZONA DE
RAÍZES UTILIZANDO PLANTAS DE BAMBU**

Dissertação apresentada ao programa de pós-graduação *Stricto Sensu* em Engenharia do Meio Ambiente da Escola de Engenharia Civil da Universidade Federal de Goiás, para obtenção do grau de mestre, defendida e aprovada em 31/08/2011, pela Banca Examinadora constituída pelos professores.



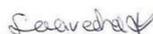
Prof. Dr. Rogério de Araújo Almeida

Presidente da banca (orientador) – PPGEMA – UFG – GO



Prof. Dr. Delvio Sandri

UNB – DF



Prof. Dra. Nora Kátia Saavedra del Aguila

PPGEMA – UFG – GO

“Se vocês tornarem impura esta terra, será que ela não os irá vomitar como vomitou as nações que habitaram nela antes de vocês?”

Levítico 18:28

Dedico este trabalho:

Ao Senhor Jesus Cristo,

meu amor maior!

À minha mãe e ao meu pai,

*pelo carinho, companheirismo, amizade e pelo grande esforço
dedicado à minha formação!*

Às minhas irmãs Georana e Carla,

pelos conselhos e palavras confortantes!

Aos meus filhos Jade e Carlos Antônio.

AGRADECIMENTOS

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

À Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMARH), pela parceria na coleta e análise das amostras.

À FAPEG – GO, pela bolsa de estudos e pelo apoio financeiro.

Ao Sr. Luiz pelo apoio na instalação e manutenção do experimento.

Ao Eurivan, Rodrigo e sua equipe, do Laboratório de Análises Físico-químicas da SEMARH – GO.

À CEGEF/UFG pela doação da terra colocada nos leitos experimentais e contribuição na limpeza e manutenção dos módulos de tratamento.

Ao Sr. Geraldo e ao Sr. Edmar pelo auxílio durante as coletas amostrais.

Ao Douglas pela contribuição com os desenhos.

Ao meu orientador, professor Rogério, pelas motivações e ensinamentos em aprender mais e mais sobre tratamento de esgoto com plantas.

Aos amigos e colegas de mestrado, em especial à Rykelly, pelo companheirismo e boas horas de descontração.

Aos professores do programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia do Meio Ambiente (PPGEMA).

Aos amigos da Paróquia São José, por suas orações.

Aos meus familiares, meu pai Carlos Antônio, minha mãe Maria de Lourdes, minha filha Jade e meu filho Carlos Antônio.

Meus sinceros agradecimentos.

RESUMO

QUEGE, K. E. Tratamento de esgoto sanitário pelo sistema zona de raízes utilizando plantas de bambu. 2011. 86 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.

Este estudo teve por objetivo avaliar a eficiência de três espécies de bambu (*Guadua angustifolia*, *Phyllostachys aurea* e *Phyllostachys bambusoides*) no tratamento do esgoto sanitário, num sistema de tratamento do tipo zona de raízes, de fluxo subsuperficial vertical descendente, em Goiânia, GO. Esgoto sanitário, proveniente de uma universidade, foi aplicado em caixas de fibroamianto de 1.000 L, preenchidas com latossolo vermelho distroférico de textura argilosa, sobre uma camada de drenagem com 0,26 m de brita #3. Plantaram-se as mudas de bambu em nove leitos e três permaneceram sem plantas (testemunhas). O esgoto afluente foi captado na parte inicial de uma lagoa facultativa e aplicado na superfície dos leitos de tratamento, três vezes ao dia, mediante bombeamento automatizado. Utilizou-se tempo de detenção hidráulica (TDH) de 2,3 dias, durante 150 dias e TDH de 5,2 dias por 360 dias. Dentro dos leitos de tratamento o esgoto foi mantido a cinco centímetros abaixo da superfície. Coletaram-se amostras do esgoto antes e após passar por cada leito de tratamento por um período de doze meses. As amostras foram submetidas a análises laboratoriais para determinação da demanda química de oxigênio, demanda bioquímica de oxigênio, turbidez, nitrogênio amoniacal, fosfato, potencial hidrogeniônico e coliformes termotolerantes. Mediu-se a taxa de evapotranspiração de cada um dos tratamentos, calcularam-se suas eficiências na remoção da carga poluidora e acompanharam-se o comportamento das plantas nos leitos. Os resultados foram submetidos aos testes F e de Tukey, a 5% de probabilidade. As plantas de bambu das espécies *G. angustifolia* e *P. bambusoides* desenvolveram-se normalmente, enquanto as plantas da espécie *P. aurea* tiveram seu desenvolvimento comprometido pela aplicação do esgoto. De maneira geral, a espécie *G. angustifolia* apresentou maior eficiência na remoção da carga poluidora de todos os atributos. Os efluentes atenderam à legislação brasileira para disposição em corpos receptores. Houve maior remoção de DBO e de fosfato para o TDH de 5,2 dias. O TDH de 2,3 dias foi melhor para a remoção de nitrogênio amoniacal, enquanto a remoção de coliformes termotolerantes e da DQO não foi influenciada pelos diferentes TDHs.

Palavras-chave: alagados construídos, fito-remediação, evapotranspiração, afluente.

ABSTRACT

QUEGE, K. E. Sewage treatment by root zone system using bamboo plants. 2011. 86 f. Dissertation (Masters in Environmental Engineering)- Escola de Engenharia Civil, Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia do Meio Ambiente, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, Goiás, Brazil, 2011.

This study aimed to evaluate the efficiency of three species of bamboo (*Guadua angustifolia*, *Phyllostachys aurea* and *Phyllostachys bambusoides*) in the sanitary sewage treatment, with a vertically downward sub-surface flow root zone system, in Goiânia, GO, Brazil. Sewage from a university was applied to asbestos cement water tanks with 1,000 liters volume capacity, filled with oxisol above a 0,26 m drainage layer of gravel # 3. Bamboo seedlings were planted in nine beds and three beds remained without plants (controls). The wastewater was captured at the initial part of a facultative pond and applied to the surface of the treatment beds, three times a day, using a timer controlled pump. It was used a hydraulic retention time (HRT) of 2.3 days for 150 days and a HRT of 5.2 days for 360 days. Within the treatment beds, the wastewater was maintained two inches below the substrate surface. For a period of twelve months sewage samples were collected before and after passing through each treatment bed. The samples were submitted to laboratory testing for determination of chemical oxygen demand, biochemical oxygen demand, turbidity, ammonia nitrogen, phosphates, fecal coliforms and hydrogenic potential. The evapotranspiration rate of each treatment was measured, their efficiencies in removing the sewage pollutant load were calculated and the behavior of plants in treatment beds were observed. The results were submitted to F and Tukey (5% of probability) tests. Bamboo plants of *G. angustifolia* and *P. bambusoides* species developed normally, while the plants of the specie *P. aurea* had developmental delay because of the sewage application. In general, the specie *G. angustifolia* showed greater efficiency in removing the pollution load of all attributes. Effluent attended the Brazilian legislate for disposal in to receiving bodies. There was a higher removal of BOD and phosphate to the HRT of 5.2 days. The HRT of 2.3 days was better on removing ammonia nitrogen, while the removal of COD and fecal coliforms were not affected by different HRTs.

Keywords: constructed wetlands, phyto-remediation, evapotranspiration, affluent.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Sistema de tratamento de macrófitas emergentes com fluxo subsuperficial vertical (percolação).....	30
Figura 2	Móvel com aparência natural feito com laminados de bambu.....	43
Figura 3	Touceira jovem de bambu da espécie <i>Guadua angustifolia</i>	44
Figura 4	Espécie <i>Phyllostachys aurea</i>	45
Figura 5	Mudas da espécie <i>Phyllostachys bambusoides</i>	46
Figura 6	Vista aérea da ETE Samambaia, localizada no Campus Samambaia da Universidade Federal de Goiás, onde foi realizada a pesquisa e a Escola de Agronomia, onde foram coletados os dados meteorológicos.....	48
Figura 7	Vista em corte do leito de tratamento.....	49
Figura 8	Flutuador e bomba de captação do afluente para aplicação nos leitos de tratamento.....	51
Figura 9	Ilustração esquemática da localização da bomba para captação do esgoto considerado bruto na parte inicial da lagoa facultativa.....	51
Figura 10	Disposição dos tratamentos (espécies de bambu e do solo não cultivado) no sistema experimental de tratamento por zona de raízes...	52
Figura 11	Detalhe da utilização do registro de esfera na amostragem do esgoto tratado no leito de tratamento.....	54
Figura 12	Tubo de retorno da linha principal de bombeamento, utilizado para amostragem do esgoto bruto (afluente).....	55
Figura 13	Tambores utilizados na medição do esgoto drenado para cálculo da evapotranspiração.....	58
Figura 14	Esquemática do sistema de tratamento.....	58
Figura 15	<i>Guadua angustifolia</i> em julho/2010 com 115 dias após o transplântio (a) e com aproximadamente 420 dias após o transplântio (b).....	62
Figura 16	<i>Phyllostachys bambusoides</i> em julho/2010 com 115 dias após o transplântio (a) e com aproximadamente 420 dias após o transplântio (b).....	62
Figura 17	<i>Phyllostachys aurea</i> em julho/2010 com 115 dias após o transplântio (a) e com aproximadamente 420 dias após o transplântio (b).....	62
Figura 18	Evolução da eficiência na remoção da DQO nos leitos de tratamento com bambu entre 60 a 390 dias após o início da aplicação do esgoto. Goiânia, GO. 2011.....	68
Figura 19	Evolução da eficiência na remoção da DBO nos leitos de tratamento com bambu entre 60 a 390 dias após o início da aplicação do esgoto. Goiânia, GO. 2011.....	69
Figura 20	Evolução da eficiência na remoção de fosfato nos leitos de tratamento com bambu entre 60 a 390 dias após o início da aplicação do esgoto. Goiânia, GO. 2011.....	70
Figura 21	Evolução da eficiência na remoção do nitrogênio amoniacal nos leitos de tratamento com bambu entre 60 a 390 dias após o início da aplicação de esgoto. Goiânia, GO. 2011.....	72
Figura 22	Evolução da eficiência na remoção de coliformes termotolerantes nos leitos de tratamento com bambu entre 60 a 390 dias após o início da aplicação do esgoto. Goiânia, GO. 2011.....	73

LISTA DE QUADROS

Quadro 1	Padrões da qualidade da água para Classe 2 conforme a Resolução Conama nº357 de 2005 e Decreto Estadual de Goiás nº1.745 de 1979	24
Quadro 2	Resumo das principais funções das macrófitas em sistemas de tratamento por meio de zonas de raízes.....	34
Quadro 3	Identificação das datas de coleta de amostras para fins de análises laboratoriais e seus respectivos tempos de detenção hidráulica.....	54
Quadro 4	Identificação dos pontos de coleta de amostras para fins de análises laboratoriais e seus respectivos tratamentos.....	55
Quadro 5	Relação das análises realizadas e métodos utilizados.....	56

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Médias de variáveis meteorológicas verificadas durante o período do experimento. Goiânia, GO. 2011.....	60
Tabela 2	Valores médios do volume e percentual de esgoto evapotranspirado e taxa de evapotranspiração em cada leito para as diferentes espécies de bambu no período de 12 a 18 de maio de 2011. Goiânia, GO. 2011.....	63
Tabela 3	Composição físico-química do afluente utilizado no sistema de tratamento de zona de raízes com bambu.....	64
Tabela 4	Concentrações médias de atributos do esgoto sanitário antes e após ser submetido a tratamento num sistema zona de raízes. Goiânia, GO. 2011.....	65
Tabela 5	Média de eficiência percentual, índice de eficiência, agrupamento dos atributos no sistema de tratamento de esgoto em zona de raízes de fluxo subsuperficial vertical. Goiânia, GO. 2011.....	66
Tabela 6	Efeito ¹ do TDH na eficiência dos tratamentos na remoção da carga dos atributos do esgoto sanitário num sistema de tratamento por zona de raízes com plantas de bambu.....	74

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APHA: *American Public Health Association*

CT: Coliformes Termotolerantes

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente

D: Drenagem ou percolado recolhido (L)

DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$)

DQO: Demanda Química de Oxigênio ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$)

EPA: *Environmental Protection Agency*

Eptep: Estação de Pesquisas em Tratamento de Esgoto por Plantas

ETAR: Estação de Tratamento de Águas Residuárias

ETE: Estação de Tratamento de Esgotos

ETP: Evapotranspiração potencial (mm)

GO: Estado de Goiás

I: Irrigação (L)

MG: Estado de Minas Gerais

N. A.: Nitrogênio Amoniacal (mg L^{-1})

NMP: Número mais provável (100 mL^{-1})

pH: Potencial Hidrogeniônico

Pr: Precipitação (mm)

PVC: Cloreto de Polivinila

S: Área superficial do leito (m^2)

S/A: Sociedade Anônima

SANEAGO: Saneamento de Goiás S.A.

SC: Estado de Santa Catarina

SEMARH: Secretaria do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos do Estado de Goiás

SSV: Sólidos em Suspensão Voláteis (mg L^{-1})

Tap: Taxa de aplicação ($\text{L m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$)

TDH: Tempo de Detenção Hidráulico (dia)

UFG: Universidade Federal de Goiás

UNT: Unidade Nefelométrica de Turbidez

US: *United States*

USEPA: *United States Environmental Protection Agency*

LISTA DE SÍMBOLOS

%: Percentagem

§: Inciso

µg: Micrograma

agr: Agrupamento

Al: Alumínio

Ce: Concentração do atributo na entrada do sistema

Cs: Concentração do atributo na saída do sistema

cm: Centímetro

Co: Concentração do atributo no afluente

CO₂: Dióxido de carbono

Cr: Cromo

ef(%): Eficiência percentual de remoção da carga poluidora

Fe: Ferro

h: hora

H₂O: Água

I: Irrigação

ind.ef: Índice de eficiência

K⁺: Íon potássio

K₂Cr₂O₇: Dicromato de potássio

km: quilômetro

L: Litro

m: Metro

m²: Metro quadrado

m³: Metro cúbico

mg: Miligrama

min.: minuto

mL: Mililitro

mm: Milímetro

N: Nitrogênio

N₂: Gás nitrogênio ou nitrogênio molecular

N₂O: Óxido nitroso

NH₂ – orgânico: Nitrogênio orgânico

NH_3 : Amônia

NH_4^+ : Íon amônio

NH_4^+ -N: Nitrogênio amoniacal ou amônia

NO_2 : Óxido nítrico ou dióxido de nitrogênio

NO_2 : Nitrito

NO_3 : Nitrato

O_2 : Oxigênio

$^\circ\text{C}$: Grau Celsius ou centígrado

P: Fósforo

PO_4^{3-} : Fosfato

V_e : Volume de esgoto na entrada do sistema (L)

V_s : Volume de esgoto na saída do sistema (L)

V_u : Volume útil (L)

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	19
1.1	CONSIDERAÇÕES INICIAIS.....	19
1.2	OBJETIVOS.....	21
1.2.1	Objetivo geral.....	21
1.2.2	Objetivos específicos.....	21
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	22
2.1	TRATAMENTO DE ESGOTOS POR SISTEMAS CONVENCIONAIS...	22
2.2	TRATAMENTO DE ESGOTOS COM SISTEMA ZONA DE RAÍZES....	25
2.2.1	O sentido do fluxo de esgoto dentro dos leitos de tratamento.....	28
2.2.2	A função do substrato no tratamento.....	30
2.2.3	A função da vegetação no tratamento.....	31
2.2.4	Os mecanismos de remoção dos atributos físico-químicos.....	35
2.2.4.1	pH e remoção de nitrogênio.....	35
2.2.4.2	Remoção de compostos orgânicos.....	38
2.2.4.3	Remoção de fósforo.....	39
2.2.4.4	Remoção de sólidos.....	40
2.2.4.5	Remoção de coliformes.....	41
2.2.5	A perda de água por evapotranspiração.....	41
2.3	O BAMBU.....	42
2.3.1	A espécie <i>Guadua angustifolia</i>.....	44
2.3.2	A espécie <i>Phyllostachys aurea</i>.....	45
2.3.3	A espécie <i>Phyllostachys bambusoides</i>.....	46
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	47
3.1	LOCAL DO EXPERIMENTO.....	47
3.2	ESTAÇÃO DE PESQUISAS EM TRATAMENTO DE ESGOTO COM PLANTAS.....	48
3.3	SUBSTRATO DO SISTEMA ZONA DE RAÍZES.....	49
3.4	APLICAÇÃO E COLETA DO ESGOTO.....	50
3.5	ESPÉCIES DE BAMBU E DELINEAMENTO UTILIZADOS.....	51
3.6	ANÁLISES REALIZADAS.....	56
3.7	ANÁLISES DOS RESULTADOS.....	57
3.8	DETERMINAÇÃO DA EVAPOTRANSPIRAÇÃO.....	57

4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	60
4.1	VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS.....	60
4.2	DESENVOLVIMENTO DO BAMBU E EVAPOTRANSPIRAÇÃO.....	61
4.3	CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE.....	63
4.4	REMOÇÃO DOS ATRIBUTOS FÍSICO-QUÍMICOS NOS LEITOS.....	65
4.4.1	Potencial hidrogeniônico.....	66
4.4.2	Demanda Química de Oxigênio.....	67
4.4.3	Demanda Bioquímica de Oxigênio.....	68
4.4.4	Fosfato.....	70
4.4.5	Nitrogênio Amoniacal.....	71
4.4.6	Coliformes Termotolerantes.....	72
4.5	REMOÇÃO DOS ATRIBUTOS EM RELAÇÃO AOS DIFERENTES TDH ANALISADOS.....	74
5	CONCLUSÕES.....	75
6	REFERÊNCIAS.....	76

1 INTRODUÇÃO

1.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Os resíduos líquidos (esgotos) quando lançados diretamente num corpo receptor ou no solo geram degradação ambiental. Para evitar problemas ambientais necessita-se de técnicas de tratamento, que muitas vezes são de alto custo e não apresentam a eficiência necessária. Todavia, existem sistemas alternativos que tratam o esgoto eficientemente e com custo mais baixo, como as zonas de raízes. As zonas de raízes são processos de tratamento do esgoto que são mantidos com menor custo e apresentam boa eficiência. Esses sistemas, que utilizam plantas no tratamento dos esgotos, associam sua beleza (efeito paisagístico) com o bom desempenho na depuração de efluentes.

Os sistemas zonas de raízes são tratamentos promissores, pois sua implantação e manutenção são simples. Trata-se de um processo natural, que utiliza os recursos disponíveis como a vegetação da própria região, exige pouca mecanização e mão de obra especializada; é econômico, de fácil gerenciamento e pode ser incorporado à paisagem local (DINARDI et al., 2003; MAZZOLA, 2003; VALENTIM, 2003; JASPER; BIAGGIONI; LOPES, 2007; ZANELLA, 2008).

O primeiro sistema zonas de raízes implantado no Brasil foi feito por Salati em 1984 com a construção de um lago artificial próximo ao Rio Piracicamirim que era e é altamente poluído. Os resultados foram satisfatórios e motivaram novas pesquisas (SALATI JÚNIOR; SALATI; SALATI, 1999; SALATTI, 2003).

O processo de tratamento por zonas de raízes recebeu no Brasil diversas denominações como: terras úmidas, alagados construídos, *wetlands*, fitorremediação, zonas úmidas, leitos cultivados, entre outros, o que dificulta o reconhecimento das experiências (ZANELLA, 2008).

As plantas normalmente utilizadas no sistema são aquelas adaptadas a ambientes aquáticos, como o aguapé (planta aquática flutuante) e a taboa (planta aquática emergente). Todavia, também podem ser utilizadas algumas espécies vegetais “marginais” ou de talude, como o bambu, que além de auxiliar o tratamento do esgoto, produz biomassa de valor econômico.

Um trabalho pioneiro com a utilização de bambu em zonas de raízes no tratamento de efluentes em uma indústria recicladora de papel foi realizado por

Mendonça (2010), que obteve resultados eficientes para remoção de DBO, DQO, coliformes termotolerantes e sólidos voláteis, utilizando bambu dos gêneros *Guadua* e *Dendrocalamus*.

Na expectativa de reduzir o déficit de tratamento de esgotos no Brasil é necessária a implantação de novos sistemas com adoção de tecnologia simples e adequada à realidade brasileira (país em desenvolvimento). O tratamento de esgoto com plantas de bambu sugere uma alternativa tecnológica interessante ao estado de Goiás e ao país (MENDONÇA, 2010).

O presente estudo visou adquirir conhecimentos sobre o funcionamento e desempenho de leitos cultivados com bambu no tratamento de esgoto sanitário. Vislumbrou-se obter informações que subsidiassem a implantação futura de sistemas que realizassem o tratamento de esgoto de forma efetiva do ponto de vista sanitário e ambiental, com baixos custos de implantação, manutenção e operação.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo geral

Avaliar a eficiência de três espécies de bambu (*Guadua angustifolia*, *Phyllostachys aurea* e *Phyllostachys bambusoides*) no tratamento do esgoto sanitário com um sistema do tipo zona de raízes, de fluxo subsuperficial vertical descendente.

1.2.2 Objetivos específicos

- Verificar a tolerância das três espécies de bambu à aplicação do esgoto sanitário.
- Comparar a eficiência das três espécies de bambu na remoção da carga poluidora do esgoto sanitário.
- Avaliar o efeito dos dois tempos de detenção hidráulica na eficiência do sistema.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 TRATAMENTO DE ESGOTOS POR SISTEMAS CONVENCIONAIS

Problemas inaceitáveis de saúde e estéticos são associados ao não tratamento do esgoto, poluindo a superfície dos solos, ou sendo diretamente descarregados nos cursos d'água (COLEMAN et al., 2001).

Os primeiros sistemas de tratamento de esgoto visavam apenas a remoção de sólidos sedimentáveis, que era realizada por sedimentação simples (tratamento primário). Apenas este tratamento não era suficiente para proporcionar qualidade ao esgoto tratado. Assim, para reduzir mais o teor de material orgânico foram desenvolvidos vários sistemas de tratamento como: tratamento secundário baseado em processos biológicos aeróbios e anaeróbios; tratamento terciário ou avançado para remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e; tratamento adicional para remoção de agentes patogênicos; como cloração, filtração (MAZZOLA, 2003).

O propósito fundamental do tratamento de águas residuárias é preservar as funções hidrológicas, biológicas e químicas dos ecossistemas, adequando às reais condições da natureza e combatendo os vetores de doenças de veiculação hídrica (SOUSA; VAN HAANDEL; CABRAL, 2000).

O tratamento de esgoto visa remover os componentes indesejáveis como: matéria orgânica, matéria inorgânica e compostos patogênicos, para que o efluente lançado ao corpo d' água, não lhe cause alteração da qualidade e impactos severos. O objetivo é produzir um efluente com qualidade que satisfaça as exigências legais (MELLO et al., 2008).

Nos sistemas naturais, o tratamento dos esgotos ocorre devido aos processos físicos, biológicos e bioquímicos, regulados por fatores climatológicos como: temperatura, intensidade da luz e o regime hídrico (SEZERINO et al., 2004). Em sistemas biológicos de tratamento, como lagoas de estabilização e digestão anaeróbia, o clima da região interfere no desenvolvimento de microrganismos envolvidos no processo (MELLO et al., 2008).

Algumas estações de tratamento de esgoto foram projetadas e são operadas baseadas somente na eficiência da remoção de material sólido, colimetria e de matéria carbonácea. As matérias nitrogenadas e fosforadas são esquecidas, sendo removidas ocasionalmente. Este panorama é preocupante, pois estes nutrientes lançados aos corpos

d'água receptores poderão causar sérios desequilíbrios ambientais (SEZERINO et al., 2004; SEZERINO, 2006).

Em Goiás os mananciais superficiais foram considerados de Classe 2, que são águas destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional; à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas e à recreação de contato primário, conforme a Resolução n°357 (CONAMA, 2005) e o Decreto Estadual n°1.745 (GOIÁS,1979). O Quadro 1 apresenta alguns parâmetros com suas respectivas condições e padrões dos corpos d'água de Classe 2.

A disposição do esgoto ou de efluentes de qualquer natureza nas águas superficiais, subterrâneas ou interiores não poderão estar em desacordo com os padrões estabelecidos pela legislação. A Legislação Estadual indica padrões de emissão de DBO em cursos de água de 60 mg L^{-1} no máximo e redução da carga poluidora de 80% no mínimo. A Resolução n°397 (CONAMA, 2008) alterou o inciso II do § 4° e a Tabela X do § 5° do art. 34 da Resolução n°357 (CONAMA, 2005) e desobrigou a aplicação do padrão de lançamento de nitrogênio amoniacal para estações de tratamento de esgoto sanitário, que era de $20,0 \text{ mg L}^{-1} \text{ N}$.

Quadro 1 Padrões da qualidade da água para Classe 2 conforme a Resolução Conama nº357 de 2005 e Decreto Estadual de Goiás nº1.745 de 1979.

PARÂMETROS	CONDIÇÕES E PADRÕES
Materiais flutuantes (espumas naturais)	Virtualmente ausentes
Substâncias que comuniqueem gosto ou gosto ou odor	Virtualmente ausentes
Corantes artificiais	Virtualmente ausentes
Coliformes termotolerantes	Uso de Recreação: Ver Conama nº 274 de 2000. Demais usos: Não exceder o limite de 1000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais, de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral. No Decreto Estadual é de pelo menos 5 amostras num período de até 5 semanas consecutivas,
DBO a 20°C	Até 5 mg O ₂ L ⁻¹
OD	Não inferior a 5 mg O ₂ L ⁻¹
Turbidez	Até 100 UNT
pH	6,0 a 9,0
Fósforo Total	Ambiente lântico: 0,02 mg L ⁻¹ P Ambientes intermediários: até 0,025 mg L ⁻¹ P Ambiente lótico: 0,1 mg L ⁻¹ P
Nitrogênio Amoniacal Total	3,7 mg L ⁻¹ N, para pH ≤ 7,5; 2,0 mg L ⁻¹ N, para 7,5 < pH ≤ 8,0; 1,0 mg L ⁻¹ N, para 8,0 < pH ≤ 8,5; 0,5 mg L ⁻¹ N, para pH > 8,5.

Fonte: Conama (2005) e Goiás (1979).

2.2 TRATAMENTO DE ESGOTOS COM SISTEMA ZONA DE RAÍZES

Há 50 anos, os termos *wetlands* e sistema zonas de raízes não eram conhecidos pela ciência. O seu primeiro uso pode ser rastreado até o início de 1950, quando elaboraram um inventário nos Estados Unidos, em ambiente aquático (GOPAL, 2003). Esses sistemas podem ser implantados no mesmo local onde o esgoto é produzido e possuem baixo custo energético (BRIX, 1987; PRESZNHUK, [ca. 2002]; SOLANO; SORIANO; CIRIA, 2004; ALMEIDA; ALMEIDA, 2005). Por serem sistemas simples, com baixa manutenção podem ser aplicados também na zona rural (BRIX, 1987; MANSOR, 1998; VALENTIM; ROSTON, 1998). São ditos sistemas naturais, pois se baseiam na capacidade de ciclagem de elementos contidos na água residuária sem fornecimento de qualquer fonte de energia para acelerar os processos biogeoquímicos, os quais ocorrem de forma espontânea (OLIJNYK et al., 2007).

O tratamento do esgoto com plantas promove a diminuição de microrganismos patogênicos presentes nas águas residuárias. Como mecanismos que causam essa remoção destacam-se a decantação, o predatismo e a competição entre os organismos e eventuais substâncias tóxicas produzidas pelas plantas e liberadas através de suas raízes. O controle da eliminação de microrganismos é feito com o uso de microrganismos indicadores de contaminação fecal (COSTA et al., 2003).

As zonas de raízes são sistemas de tratamentos de águas residuárias adequados a países de clima tropical (MANSOR, 1998; VALENTIM, 2003; BRASIL; MATOS, 2008; KANTAWANICHKUL; KLADPRASERT; BRIX, 2009). O clima tropical também favorece o tratamento de lixiviados em zonas de raízes como verificado por Mannarino et al. (2006), pois elevadas temperaturas potencializam a remoção de água por evapotranspiração (LIM; WONG; LIM, 2001).

Os *wetlands*, cuja tradução literal do inglês significa terras úmidas, são áreas de transição entre ambientes aquáticos e terrestres. As zonas de raízes são um complexo arranjo de água, substrato – meio suporte, raízes dos vegetais, animais invertebrados e um grande conjunto de microrganismos que se inter-relacionam para melhoria da qualidade das águas. Nesses sistemas ocorrem os mecanismos de: filtração e precipitação química pelo contato da água com o meio suporte; retenção de material particulado suspenso; transformações químicas; predação e redução natural de organismos patogênicos (ZANELLA, 2008).

As zonas de raízes são ecossistemas que funcionam como receptores de águas naturais e águas originadas de atividades antrópicas. Existem os sistemas naturais, conhecidos como brejos, pântanos, manguezais e lagos rasos, e os sistemas construídos, que funcionam como sistemas projetados para utilizar plantas (macrófitas) em substratos como areia, cascalho, ou outro material inerte (SOUSA et al., 2004; ZANELLA, 2008).

Esses sistemas são áreas que fazem a ligação entre a terra e a água, sendo que o solo pode estar seco ou inundado. Os sistemas naturais são naturalmente molhados e os construídos são molhados artificialmente e tentam imitar os naturais, para tratar o resíduo líquido (SCHARF et al., 2006). Esses leitos cultivados fornecem a possibilidade de tratamento de resíduos de forma natural, eficaz e controlada (MELO JÚNIOR, 2003).

O alagamento ou saturação significa a ocupação dos espaços intersticiais do solo pela água, que forma um ambiente anóxico ou sem oxigênio (exceção da camada superficial), pois a difusão do gás atmosférico pela água ocorre mais lentamente do que o consumo microbiano. Em solos anóxicos, o ambiente é redutor em consequência de elementos em estado reduzido (BRIX, 1994; MANSOR, 1998).

Os sistemas zonas de raízes, construídos, podem ser utilizados como: tratamento integral do esgoto doméstico; tratamento secundário e terciário de esgoto; tratamento de efluentes agrícolas; barreiras de retenção; recuperação de área alagadas; entre outros (SALATTI, 2003). Os esgotos sanitários tratados podem ser reutilizados em atividades menos exigentes em qualidade de água, como a irrigação de culturas (LEITE et al., 2005).

Esses sistemas foram criados para aperfeiçoar os alagados naturais na remoção e transformação dos poluentes do efluente (MAZZOLA, 2003). Os processos físicos e biogeoquímicos que ocorrem nas várzeas naturais e nas zonas de raízes reciclam e transformam os elementos químicos entre outros (VALENTIM, 2003).

As substâncias alvos desta fitorremediação incluem metais (Pb, Zn, Cu, Ni, Hg, Se), compostos inorgânicos (NO_3 , NH_4^+ , PO_4^{3-}), elementos químicos radioativos (U, Cs, Sr), hidrocarbonetos derivados de petróleo (BTEX), pesticidas e herbicidas (antrazine, bentazona, compostos clorados), entre outros (DINARDI et al., 2003).

Sistemas zonas de raízes reduzem vários contaminantes, incluindo orgânicos, sólidos suspensos, metais traço e patógenos (VYMAZAL et al., 1998).

Processos de tratamento de resíduos aquosos contendo íons metálicos chumbo e cádmio (metais pesados) com o uso de aguapés (*Eichornia crassipes*), como bioissorvente, são bastante promissores e de fácil operação e manutenção (ALESSANDRETTI; RABELO; SOLER, 2005).

As principais vantagens do sistema zona de raízes, segundo Salatti (2003), são o baixo custo de implantação; a alta eficiência na melhoria dos parâmetros dos recursos hídricos; a elevada produção de biomassa que pode ser utilizada na produção de energia, ração animal e biofertilizantes. Mas, este sistema apresenta também desvantagens, como a possibilidade dos vegetais entrarem na cadeia alimentar; o tempo longo para obter resultado satisfatório; o comprometimento do tratamento quando não respeitados os limites de tolerância de toxinas pela planta (DINARDI et al., 2003).

Resultados obtidos por Olijnyk et al. (2007) afirmam que para obter um bom desempenho das zonas de raízes é necessário um bom tratamento primário. A relação área/pessoa influi fortemente na vida útil do sistema e o tempo mínimo requerido para o tratamento é de dois dias. A demanda de carga na área superficial em relação ao tratamento com plantas por meio de zonas de raízes é de dois a cinco metros quadrados por pessoa equivalente, dependendo da captação do esgoto (KICKUTH, 1984, apud BRIX, 1987). Para dimensionamento destacam-se faixas de aplicação que variam de um a cinco metros por pessoa, quando as zonas de raízes são empregadas para o tratamento secundário precedidos por decanto-digestores (SEZERINO et al., 2004).

Os principais componentes desse sistema são: o meio suporte ou substrato (brita, areia, solo, anéis de bambu), as espécies vegetais e os microrganismos associados a estes elementos (VALENTIM, 2003).

O processo de tratamento nesse sistema proporciona a ação depuradora por três fatores principais: ação físico-química (troca catiônica no solo retém ânions e cátions); ação biológica (microrganismos no solo decompõem a matéria orgânica e ativam processos biogeoquímicos) e ação das plantas (elas crescem e retiram nutrientes ao mesmo tempo em que o sistema radicular melhora as condições físico-químicas do solo) (SPERLING, 1996).

Os sistemas alagados construídos podem ser considerados filtros biológicos em que microrganismos aeróbios e anaeróbios são responsáveis pelas reações de purificação. Esses microrganismos são fixados na parede do meio suporte em que as plantas estão estabelecidas com a rizosfera (BRIX, 1993, apud JASPER; BIAGGIONI;

LOPES, 2007). A remoção de contaminantes das águas residuais ocorre com complexas interações de fenômenos de natureza química, física e biológica. É o complexo arranjo substrato, microbiota e plantas que assegura a descontaminação do resíduo e não só a planta ou qualquer outro componente isoladamente (GERSBERG, 1986, apud ALMEIDA; ALMEIDA, 2005). Os sistemas de zonas de raízes promovem a absorção de nutrientes pelas plantas e facilitam a degradação da matéria orgânica por microrganismos provenientes dos solos e aderidos às raízes (MANNARINO et al., 2006).

A compreensão do sistema no manejo de resíduos líquidos tem aumentado nos últimos anos e está começando a ser considerado tratamento sustentável para efluentes com DBO e nitrogênio amoniacal elevados (FANNIN et al., 2009). As zonas de raízes têm mostrado promover a redução do nitrogênio com baixo custo, quando comparado com sistemas convencionais de tratamento. Vários estudos indicam significativa redução do nitrogênio em esgoto doméstico com a utilização de zonas de raízes (BURCHELL et al., 2007).

Kickuth ([ca. 1998]) relata que ao implantar um sistema natural de tratamento com plantas torna-se vantajoso: não gastar energia (fonte energética – Sol); a manutenção é quase nula; apresentam boas respostas a variações bruscas de carga orgânica; têm tempo de vida útil de aproximadamente um século [sic]; têm balanço energético total 99% inferior ao de uma Estação de Tratamento de Água Residuária – ETAR; há o surgimento de novos biótipos que realizam o tratamento secundário e terciário podendo reutilizar o efluente.

2.2.1 O sentido do fluxo de esgoto dentro dos leitos de tratamento

De acordo com a posição do nível d'água em relação ao leito, as formas e arranjos dos sistemas naturais, a direção do fluxo hidráulico e a vegetação utilizada, foram criadas algumas classificações para o sistema zona de raízes. Segundo o fluxo hidráulico, o sistema pode ser de fluxo horizontal (superficial, subsuperficial, combinado) e vertical (ascendente e descendente) (ZANELLA, 2008). Assim, o sistema pode ser empregado em diferentes situações ou regimes (sistemas combinados) sempre mostrando marcantes performances (PHILIPPI; COSTA; SEZERINO, 1998).

Os numerosos tipos de tratamento por meio de zonas de raízes auxiliam a formação de nichos ecológicos favoráveis ao desenvolvimento de biofilmes com

diferentes funções no processo de respiração e remoção da poluição (DE VOS, 2004; FAULWETTER et al., 2009)

Zonas de raízes com fluxo subsuperficial vertical são geralmente considerados sistemas aeróbios, permitindo condições insaturadas e excelente transferência de oxigênio. Possuem alto potencial redox que favorece o processo microbiológico aeróbio. O potencial redox diminui com a profundidade, sendo maior na região superficial, em função da liberação de oxigênio pela planta e da difusão passiva de oxigênio da atmosfera (FAULWETTER et al., 2009).

Os canais ou tanques rasos preenchidos com material adequado nas zonas de raízes de fluxo subsuperficial vertical servem como suporte da vegetação. A aplicação intermitente do esgoto faz com que ocorra uma penetração do ar atmosférico no leito. Durante o período de inundação o ar é forçado para fora do solo, e no período de secagem o ar atmosférico penetra no solo favorecendo a oxigenação. O processo alternado de inundação e secamento provê condições de oxidação e redução no substrato, contribuindo na sequência de nitrificação-desnitrificação e adsorção do fósforo (MAZZOLA, 2003; ALMEIDA, 2005; SEZERINO, 2006). Ocorre boa remoção da DBO. A lâmina d'água permanece sob a superfície do leito dificultando a proliferação de mosquitos e maus odores. E exige pouca área em comparação ao fluxo horizontal (VALENTIM, 2003; ZANELLA, 2008).

O nível da lâmina d'água fica abaixo do meio suporte, impossibilitando seu contato com animais e pessoas. As primeiras zonas de raízes com fluxo vertical surgiram na Europa nos anos de 1970 e são conhecidos como “campos de infiltração” na Holanda e sistema “Seidel” na Alemanha (MAZZOLA, 2003; VALENTIM, 2003; SANTOS et al., 2009).

Farahbakhshazad; Morrison e Salati Filho (2000) obtiveram níveis de remoção de 93% para fosfato; 78% para nitrato e 50% para amônia em sistema de zona de raízes vegetado com arroz e fluxo vertical ascendente. Sistemas de fluxo vertical possibilitam maior distribuição das raízes dos vegetais e maior contato das raízes com o meio líquido comparado com os sistemas de fluxo horizontal.

Em sistemas de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal ocorre baixa nitrificação dado ao fato da reduzida oxigenação, quer seja por difusão ou pelas plantas. O ideal para ocorrer a nitrificação seria utilizar o sistema de fluxo vertical. A associação entre fluxo vertical seguido de horizontal proporciona uma boa nitrificação e desnitrificação (SEZERINO; PHILIPPI, 2000; SEZERINO, 2006). Obtêm-se boa

nitrificação nos leitos de fluxo vertical que são bem oxigenados e desnitrificação nos filtros horizontais que possuem condição de anoxia necessária para a reação (SEZERINO, 2006; SANTOS, 2009). A Figura 1 apresenta um sistema com fluxo subsuperficial vertical (percolação).

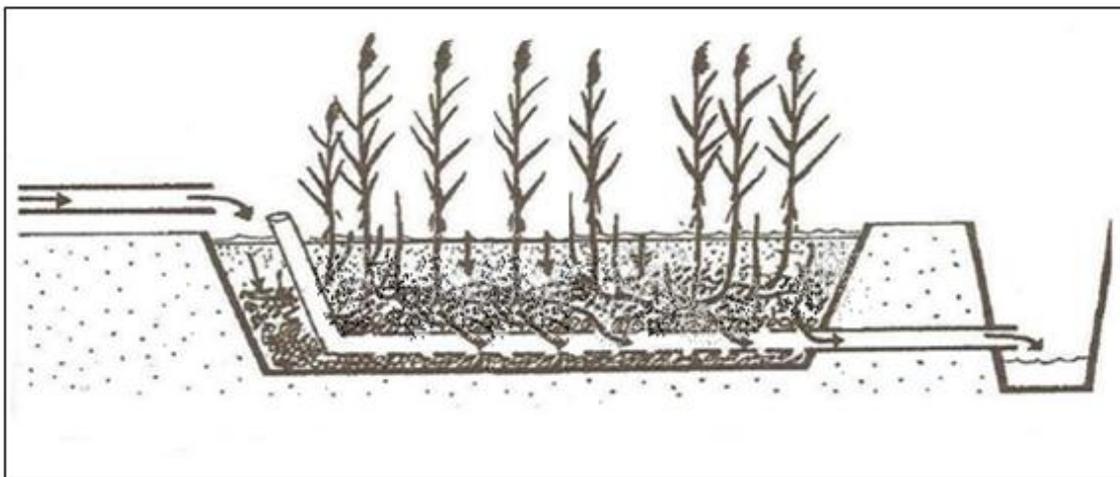


Figura 1 Sistema de tratamento de macrófitas emergentes com fluxo subsuperficial vertical (percolação).
Fonte: Vymazal et al. (1998).

2.2.2 A função do substrato no tratamento

O substrato no tratamento por meio de zonas de raízes fornece superfície estável para adesão microbiana, substrato para o crescimento do vegetal, e purificação do resíduo líquido por meio de processos físicos e químicos. Os solos são efetivos na remoção de sólidos suspensos, bactérias e vírus patogênicos através da filtração e sorção. A troca iônica pode remover quantidades significantes de íons de carga positiva como NH_4^+ , K^+ e outros, e ânions como PO_4^{3-} podem ser sorvidos em superfícies carregadas de substâncias húmicas. Substâncias como fósforo e tóxicas persistentes, como os metais pesados, são acumuladas no solo determinando o tempo de vida do tratamento por meio de zonas de raízes (BRIX, 1987).

Sistemas de fluxo ascendente utilizando o solo como substrato são usados para o tratamento secundário ou terciário de esgoto urbano (SALATI JÚNIOR; SALATI; SALATI, 1999).

O substrato promove espaços vazios que servem de canais de vazão, que facilitam o escoamento do esgoto ou da água poluída, sendo o local ideal para remoção de nutrientes e para a formação do biofilme microbiano. As espécies vegetais presentes captam nutrientes e outras substâncias. Os microrganismos que formam o biofilme

microbiano são compostos por bactérias, protozoários, micrometazoários e outros microrganismos que degradam a matéria orgânica para sais inorgânicos tornando-os nutrientes disponíveis para a macrófitas (COSTA et al., 2003; SCHAR et al., 2006).

Na camada de filtragem (substrato) podem ser definidas duas fases, ambas com função de remoção: fase aeróbia – zonas adjacentes ao sistema radicular das plantas, que possuem maior concentração de oxigênio dissolvido, e fase anaeróbia: restante da camada de filtragem no qual a concentração de oxigênio é reduzida ou nula (KICKUTH, [ca. 1998]). O esgoto durante sua passagem no sistema entrará em contato com as zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias. A zona aeróbia ocorre ao redor das raízes das plantas que difundem oxigênio dentro do leito filtrante. As demais zonas ocorrem em camadas mais distantes das raízes ou profundas (SEZERINO; PHILIPPI, 2000).

O processo de tratamento por meio de zonas de raízes requer meio de suporte que tem a função de ser: estruturalmente resistente, biológica e quimicamente inerte, suficientemente leve e apresentar preço reduzido (CAMARGO, 2000). A maioria das zonas de raízes de fluxo vertical utiliza como meio suporte a brita e a areia lavada, pois permitem um fluxo regular e no caso da brita, sem entupimentos por um longo período de tempo (VALENTIM, 2003).

Olijnyk et al. (2007) verificaram que durante mais de treze anos de funcionamento não houve problemas de colmatação no leito filtrante e nem problemas operacionais. A colmatação é induzida pela deposição de sólidos orgânicos e inorgânicos na superfície dos filtros pela produção de excesso de biomassa devido ao crescimento de microrganismos, pelo crescimento demasiado das raízes da vegetação e compactação do maciço filtrante. A colmatação causa problemas nos escoamentos superficiais e prejudica o processo de filtração do meio filtrante.

2.2.3 A função da vegetação no tratamento

A contribuição da vegetação é pequena em alguns estudos, mas possuem pesquisas que afirmam que a vegetação para o tratamento do esgoto exerce um fator importante no conjunto do processo. Sobre o desempenho das plantas nos sistemas de zonas de raízes estão: utilização de nutrientes e metais pesados; transferência de oxigênio para a rizosfera; inibição da proliferação de algas; suporte pra crescimento de microrganismos; melhoria da aparência do sistema; redução dos riscos de erosão, entre outros (ZANELLA, 2008). No complexo solo-planta de um solo enraizado a densidade

bacteriana é cerca de 10 a 1.000 vezes superior que em solo não enraizado (KICKUTH, [ca. 1998]).

Segundo Morari e Giardini (2009) o principal componente biológico dos alagados construídos são as macrófitas, que não somente assimilam diretamente os poluentes em seus tecidos, mas também agem como catalisadoras para as reações de purificação que aumentam a diversidade ambiental na rizosfera e promovem várias reações químicas e biológicas. Brix (1994, 1997) relata que as macrófitas são componentes indispensáveis desse sistema de tratamento (ecossistema).

As macrófitas desempenham um importante papel no ecossistema fazendo o trabalho de produtoras primárias que participam da ciclagem e estocagem de nutrientes, da formação de detritos orgânicos e do controle da poluição e da eutrofização artificial. Promovem a diversificação de *habitats*, criam locais de abrigo e alimentação para fauna e também como substrato natural para formação do perifíton. Influenciam na sedimentação e retenção de nutrientes (ESTEVES, 1998; VIANA et al., 2004).

As plantas estabilizam a superfície dos leitos: fornecendo boas condições para filtração física, prevenindo entupimentos nos sistemas de fluxo vertical, isolando contra geadas durante o inverno, aumentando a área de superfície para fixação e crescimento de microrganismo no leito (BRIX, 1994, 1997).

Os vegetais emergentes possuem funções de retenção de sólidos suspensos por filtração simples, controle da propagação de algas e manutenção da condutividade hidráulica do meio suporte pelo crescimento horizontal e vertical das raízes (MANSOR, 1998). As raízes e rizomas penetram através do solo deixando-o solto, o que possibilita o aumento da porosidade pela formação de poros tubulares (BRIX, 1987).

As interações físicas, químicas e biológicas que ocorrem nos sistemas de zonas de raízes devido à presença do meio suporte, das bactérias e dos vegetais resultam no tratamento do esgoto. A simbiose entre as plantas e os microrganismos fixados às suas raízes motivam o processo de nitrificação-desnitrificação (ZANELLA, 2008).

Os microrganismos presentes no solo e na vegetação são responsáveis pela depuração do esgoto. As plantas além de evitarem a erosão servem como substrato a uma série de microrganismos que participam da degradação da matéria orgânica e contribuem na remoção de nutrientes e metais pesados (SEZERINO et al., 2005). As plantas têm um papel fundamental na retirada de nutrientes e verifica-se uma demanda maior de remoção de nutrientes nas fases iniciais de crescimento da planta (MELO JÚNIOR, 2003).

As espécies de plantas usadas em zonas de raízes devem ser adaptadas para resistir a períodos de inundação. Desta definição geral, espécies encontradas nas áreas inundadas sazonalmente, incluem espécies aquáticas, bem como espécies que dependem menos de região alagada (FINLAYSON et al., 2006).

A planta adotada deve tolerar áreas saturadas e o fluxo constante de poluentes. Devem ser preferidas espécies nativas locais devido à maior facilidade de adaptação. Também é interessante o uso de espécies com interesse comercial e ornamental (ZANELLA, 2008).

Os benefícios da vegetação no tratamento de efluentes podem ser assim citados: estético; controle de odor e de insetos; tratamento de efluente pela absorção de diversos elementos químicos, como nitrogênio e fósforo (VALENTIM, 2003). O sucesso do tratamento vai além do baixo custo, há muitas possibilidades de reciclagem da biomassa produzida podendo ser utilizada como: fertilizante, ração animal, geração de energia (biogás ou queima direta), fabricação de papel, extração de proteínas para uso em rações, extração de substâncias quimicamente ativas de suas raízes para uso como estimulante de crescimento de plantas, etc. (DINARDI et al., 2003). Algumas das principais funções das macrófitas em sistema de zonas de raízes estão apresentadas no Quadro 2.

As plantas que constituem o sistema de tratamento por meio de zonas de raízes possuem estruturas físicas especializadas, denominadas aerênquimas, a fim de fornecer o oxigênio necessário à respiração das raízes. Através do gradiente de concentração ocorre o movimento do oxigênio das folhas e dos caules para as raízes. As células das raízes liberam o oxigênio para a rizosfera e criam regiões aeróbias no meio suporte (BRIX, 1994; HAMMER, 1997, apud MANSOR, 1998). Os aerênquimas também transportam subprodutos da respiração, metano e outros gases gerados no solo no sentido inverso. Deste modo as raízes, folhas e caules liberam acumulações tóxicas para atmosfera (MITCHELL et al., 1995, apud MANSOR, 1998).

Quadro 2 Resumo das principais funções das macrófitas em sistemas de tratamento por meio de zonas de raízes.

REGIÕES DAS MACRÓFITAS	FUNÇÕES NO PROCESSO DE TRATAMENTO
Tecido vegetal aéreo	Armazena nutriente. Atenua a luminosidade reduzindo o crescimento do fitoplâncton. Melhora aparência estética do sistema.
Tecido vegetal no líquido	Absorve nutrientes. Libera oxigênio fotossintético auxiliando a degradação aeróbica. Proporciona superfície para biofilmes. Reduz a velocidade da corrente aumentando a taxa de sedimentação e reduz o risco de resuspensão.
Raiz e rizomas no sedimento	Absorve nutrientes. Estabiliza a superfície do sedimento diminuindo a erosão. Libera antibiótico (toxina). Possibilita a degradação (e nitrificação) pelo acréscimo de oxigênio. Previne a colmatção (entupimento) em leitos de fluxo vertical.

Fonte: Brix (1997).

O oxigênio captado pelas folhas das macrófitas e levado do caule para as raízes oxigena a rizosfera. A saída de oxigênio das raízes para os leitos cria condições aeróbicas, que possibilita a decomposição da matéria orgânica. O transporte de oxigênio no interior das plantas aquáticas ocorre através dos aerênquimas, por isso um sistema de tratamento por meio de zonas de raízes depende de plantas com uma rede desenvolvida de aerênquimas. Os aerênquimas são estruturas características das macrófitas aquáticas, que promovem a estocagem e o movimento dos gases (BRIX, 1994; VALENTIM, 2003; SCHARF et al., 2006; LEMES et al., 2008).

O transporte de oxigênio ocorre por meio de trocas de gases entre o aerênquima e a água, motivadas pela diferença de solubilidade do oxigênio e dióxido de carbono. Para cada cinco moléculas de oxigênio destinadas à respiração das plantas uma é destinada para a rizosfera (BRIX, 1994; VALENTIM, 2003; LEMES et al., 2008). As

raízes incrementam a aeração do solo, promovendo a biodegradação, evaporação e transpiração (DINARDI et al., 2003).

Um aspecto importante nesse processo de tratamento inclui a capacidade das plantas em absorver os contaminantes da rizosfera e translocá-los para as folhas, cuja biomassa pode ser colhida e posteriormente processada. Na presença de metais no solo e/ou na água residuária a planta reage ao estresse metálico através da aclimação (resistência) ou adaptação (tolerância) ao meio em que vivem. A concentração intracelular de íons é mantida dentro dos níveis fisiológicos e não excede as necessidades metabólicas da planta. A biodisponibilidade dos metais no solo pode ser influenciada pela presença de microrganismos, pois a redução do estado de oxidação do metal com as paredes celulares negativamente carregadas dos microrganismos resulta na imobilização do metal no solo (BARROS, 2007).

Mansor (1998) ressalta a importância do período de aclimação, durante o qual estabelecem as populações de microrganismos heterotróficos e as plantas cultivadas nos leitos. O inerte estabelecimento desses seres resulta na evolução temporal do tratamento.

2.2.4 Os mecanismos de remoção dos atributos físico-químicos

2.2.4.1 pH e remoção de nitrogênio

O nitrogênio tem importante papel na ocorrência de doenças em função da aplicação desequilibrada e pela forma utilizada. A deficiência de nitrogênio provoca subdesenvolvimento das plantas. A forma de nitrogênio utilizada (amônia ou nitrato) determina maior ou menor severidade da doença. Existe uma relação entre nitrogênio e pH do solo. Doenças favorecidas por nitrogênio amoniacal mostram-se mais severas em pH ácido, enquanto a severidade daquelas favorecidas por nitrato é maior em solos com pH neutro a alcalino (BERGAMIN FILHO; KIMATI; AMORIM, 1995).

O pH influencia as transformações bioquímicas, pois afeta o equilíbrio das formas de ácidos e bases ionizadas e não ionizadas, e também controla a solubilidade de muitos gases. Um pH teórico de 6,3 favorece a precipitação de alumínio e de 5,3 favorece a precipitação de fosfato de ferro (MANSOR, 1998).

O pH diminui nos leitos à medida que os vegetais e microrganismos heterótrofos desenvolvem-se. No leito sem cultivo o pH apresenta valores maiores do

que em leitos cultivados. A morte e decomposição de substâncias orgânicas dentro dos leitos promovem acidificação natural. Em consequência desta acidificação espera-se que o sistema água - meio suporte no leito torne-se tamponado pela entrada de substâncias básicas no fluxo (MANSOR, 1998).

Mudanças no pH dentro do sistema de zonas de raízes podem ser causados por vários mecanismos. Alguns mecanismos aumentam o pH outros diminuem. Um importante mecanismo de geração de acidez é a produção de substâncias húmicas, muitas das quais são ácidos orgânicos. A formação de dióxido de carbono, carbonato e bicarbonato aumenta a acidez. Essas espécies de carbono são geradas pela oxidação de substâncias orgânicas. A alcalinidade é produzida pelos resultados da redução do nitrato e sulfato (WATSON et al., 1989).

A desnitrificação é um processo de redução dos nitratos a nitritos efetuado por ação de microrganismos anaeróbios. O produto final formado é o óxido nítrico que serve de alimento às plantas na camada aeróbia. O nitrogênio (N_2) é assimilado em nitrogênio orgânico (NH_2 – orgânico) (KICKUTH, [ca. 1998]). A desnitrificação é o primeiro processo de oxidação a ocorrer após a depleção do oxigênio reduzindo o nitrato para nitrogênio molecular ou gás nitrogênio. Ocorre na presença de substrato orgânico disponível apenas em condições anaeróbias ou anóxicas onde o nitrogênio é usado como aceptor de elétron no lugar do oxigênio (VYMAZAL et al., 1998).

A capacidade de desnitrificação tem sido demonstrada em 17 gêneros de bactérias. Elas obtêm energia unicamente por meio das reações químicas e utilização de compostos orgânicos como doadores de elétrons e como fonte de carbono para suas células. Os gêneros *Bacillus*, *Micrococcus* e *Pseudomonas* são provavelmente mais importantes nos solos; enquanto *Pseudomonas*, *Aeromonas* e *Vibrio* o são no ambiente aquático (VYMAZAL et al., 1998).

A nitrificação é geralmente definida como oxidação biológica da amônia para nitrato com o nitrito como intermediário na sequência de reação. A nitrificação é um processo quimioautotrófico. Esses organismos requerem O_2 durante a oxidação da amônia para nitrito e oxidação do nitrito para nitrato (VYMAZAL et al., 1998). A nitrificação provavelmente ocorre nos microambientes aeróbios adjacentes às raízes. A concentração de matéria orgânica nos leitos promove um ambiente anóxico e anaeróbio que permite uma rápida redução do nitrato, através do processo de desnitrificação. Os gases produzidos (N_2 e N_2O) são liberados para atmosfera. O íon amônio pode também ser assimilado nos leitos pela vegetação e pelas bactérias autótrofas e subsequente

incorporação aos tecidos. Aproximadamente 74% da remoção de nitrogênio amoniacal pode ser associado a uma assimilação por parte das plantas (SEZERINO; PHILIPPI, 2000). A nitrificação da amônia é altamente dependente da entrada de oxigênio no ambiente alagado. O fornecimento de oxigênio nos alagados de fluxo subsuperficial é atribuído ao transporte de gás pela planta ao sistema de raízes, pelo tecido arenquimatoso (TONIATO et al., 2005).

O mecanismo de remoção da amônia ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) predominante nos leitos cultivados é a nitrificação, formando NO_2 e NO_3 e subsequente desnitrificação do NO_3 para gás nitrogênio. Concentrações baixas de NO_3 e NO_2 indicam que a desnitrificação deve ter ocorrido em uma taxa mais rápida nesses sistemas uma vez que $\text{NH}_4^+\text{-N}$ foi nitrificado. Em solos sem cultivo pode ocorrer remoção de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ devido à nitrificação pela interferência ar-água, onde tem sido fornecido O_2 suficiente para nitrificação via difusão na camada entre um a dois centímetros da superfície (SIKORA et al., 1995).

Nas zonas de raízes o acréscimo de oxigênio ocorre em função da oxigenação propiciada pela altura da queda do esgoto na superfície dos leitos e pela liberação de oxigênio pelas raízes. As condições anaeróbias preponderantes pelos sistemas de tratamento de esgoto em filtro de areia, sempre saturado, sem plantas, não propicia o processo de nitrificação. A ineficiência do sistema na remoção do nitrogênio amoniacal ocorre devido à baixa taxa de nitrificação (ALMEIDA; OLIVEIRA; KLIEMANN, 2007).

A amonificação é o processo onde o nitrogênio orgânico é convertido em nitrogênio inorgânico, especialmente $\text{NH}_4^+\text{-N}$. Taxas de amonificações são rápidas na zona de oxidação e diminuem à medida que muda a mineralização aeróbia para facultativa anaeróbia e anaeróbia obrigatória (VYMAZAL et al., 1998).

O esgotamento de oxigênio pela oxidação preferencial do carbono limita a ocorrência de nitrificação. Se ocorrer a desnitrificação, o oxigênio consumido da nitrificação pode ser reciclado. O transporte convectivo de oxigênio dos vegetais com sua liberação à rizosfera favorece a ocorrência da nitrificação, além da assimilação da amônia pelas plantas. Acredita-se que meios suporte de leitos com uma alta concentração de compostos orgânicos (ambiente anóxico e anaeróbio), promovam a redução do nitrato, através do processo de desnitrificação e o nitrato também pode ser assimilado pela vegetação (MANSOR, 1998).

2.2.4.2 Remoção de compostos orgânicos

Materiais orgânicos sedimentáveis são rapidamente removidos em sistemas de zonas de raízes em condições de repouso por deposição e filtração. O crescimento microbiológico suspenso é responsável pela remoção de orgânicos solúveis. O oxigênio necessário para degradação aeróbia é fornecido diretamente da atmosfera por difusão ou perda de oxigênio pelas raízes das macrófitas na rizosfera. A absorção da matéria orgânica pelas macrófitas é insignificante comparado com a degradação biológica (VYMAZAL et al., 1998).

A degradação aeróbica da matéria orgânica solúvel é regida pelas bactérias heterotróficas formando CO_2 e H_2O . São as principais responsáveis pela redução de DBO do sistema. O fornecimento insuficiente de oxigênio para este grupo irá reduzir bastante o desempenho da oxidação biológica aeróbia, entretanto, se o suprimento de oxigênio não for limitado a degradação aeróbia será regida pela quantidade de matéria orgânica ativa disponível para os organismos (VYMAZAL et al., 1998).

Ainda segundo o autor, a degradação anaeróbia ocorre dentro dos leitos na ausência de oxigênio dissolvido. O processo pode ser realizado por bactérias heterotróficas facultativas ou anaeróbicas obrigatórias. Na primeira etapa, os produtos finais da fermentação são: ácido acético, butílico, láctico, alcoóis e os gases CO_2 e H_2 . Ácido acético é o primeiro ácido formado na maioria dos solos alagados e sedimentos. A produção de ácidos pode rapidamente resultar na diminuição do pH, interrompendo assim a ação de bactérias que formam o metano, resultando na produção de compostos odoríferos nas zonas de raízes. A degradação anaeróbica de compostos orgânicos é mais lenta do que a degradação aeróbica. Entretanto, quando o oxigênio é limitado a degradação anaeróbica predomina.

A matéria orgânica pode ser decomposta anaerobicamente formando dióxido de carbono e metano por processos fermentativos. A existência simultânea de zonas de oxidação, redução e anóxicas, provocam interação entre os diferentes tipos de processos de degradação microbiológica que é essencial para a eficiência da decomposição da matéria orgânica e remoção de nutrientes no tratamento por meio de zonas de raízes (BRIX, 1987).

A matéria orgânica degradada no sistema zona de raízes depende da disponibilidade de oxigênio do meio. O meio aeróbio favorece a redução da DBO pelos microrganismos. Já a DQO pode ser removida por processos físicos por não depender

do fornecimento de O₂, desta forma mantêm uma concentração de saída estável (TONIATO et al., 2005).

Orgânicos sedimentáveis são removidos rapidamente em sistemas de zonas de raízes em condições quiescentes ou repouso, deposição e filtração. O crescimento microbiológico é responsável pela remoção da DBO solúvel (WATSON et al., 1989).

Os maiores índices de remoção da DBO devem-se à maior translocação de oxigênio para a rizosfera, o que estimula a quebra de compostos carbonáceos (ALMEIDA; OLIVEIRA; KLIEMANN, 2007).

A DQO é uma medida indireta da quantidade de compostos oxidáveis contidos no resíduo líquido e retrata a quantidade de oxigênio dissolvido necessária à oxidação química. Compostos carbonáceos degradáveis são rapidamente utilizados nos processos de carbono dos leitos. A oxidação dos carbonáceos ocorre preferencialmente até o ponto em que sua demanda por oxigênio se reduza ao mesmo nível do íon amônio presente em solução (MANSOR, 1998). Resultados obtidos por Almeida; Oliveira e Kliemann (2007) mostram que o substrato tem maior influência na redução da DQO que as plantas.

As precipitações pluviométricas afetam os sistemas de zonas de raízes, pois promovem o transporte de oxigênio dissolvido aos leitos e contribuem com a mistura (MANSOR, 1998).

A temperatura possui um efeito significativo nas atividades microbiológicas. A temperatura entre 25-35°C é considerada ótima para nitrificação e desnitrificação. Os processos abióticos na rizosfera que removem fósforo e metais pesados serão provavelmente menos afetados pelos efeitos da temperatura (BRIX, 1987).

2.2.4.3 Remoção de fósforo

O fósforo está presente em zonas de raízes como ortofosfato. A oxidação biológica resulta na conversão da maioria do fósforo para ortofosfato (VYMAZAL et al., 1998). No esgoto sanitário o fósforo está presente principalmente na forma orgânica proveniente das excreções humanas e de animais, e restos de alimentos. Quando decomposto biologicamente formam os ortofosfatos. Os polifosfatos são provenientes dos detergentes (SOUSA; VAN HAANDEL; CABRAL, 2000).

Em zonas de raízes ocorre também assimilação do fósforo pelas plantas. A armazenagem e assimilação dos fósforos dependem da vegetação e do seu crescimento.

As macrófitas emergentes possuem raízes e rizomas extensos que potencializam a assimilação e armazenamento do fósforo (REDDY et al., 1999). A remoção do fósforo deve-se a sua utilização pelos vegetais, perifítons e microrganismos; adsorção, precipitação e processos de troca entre o substrato e a água (VYMAZAL et al., 1998; SOUSA; VAN HAANDEL; CABRAL, 2000). A remoção do fósforo deve-se também à precipitação das formas solúveis com metais, como ferro e alumínio e adsorção de partículas ao material do leito: brita, areia, terra (TONIATO et al., 2005). Em solos ácidos o fósforo inorgânico é absorvido em hidratados de Fe e Al e pode precipitar como Fe-fosfato e Al-fosfato insolúveis (VYMAZAL et al., 1998).

Os processos de remoção do fósforo dentro dos leitos são: sedimentação de fósforo suspenso, adsorção do fosfato nos sedimentos e absorção pelas plantas. O fosfato é assimilado pelas macrófitas e convertido a fósforo orgânico estrutural (incorporado ao tecido da planta). A remoção do fósforo depende do pH e leitos que apresentam menor pH têm a adsorção do fosfato favorecida (MANSOR, 1998).

2.2.4.4 Remoção de sólidos

A remoção de sólidos e da turbidez é devida a processos físicos que retêm desde colóides a partículas milimétricas presentes no resíduo líquido. O meio suporte com brita torna-se mais efetivo com o desenvolvimento das raízes das plantas no processo de filtração do esgoto. Depois de retida, a parte orgânica de sólidos em suspensão voláteis (SSV) sofre ação dos microrganismos e torna-se solúvel (TONIATO et al., 2005).

As zonas de raízes têm um longo tempo de detenção hidráulico, geralmente vários dias. Consequentemente, sólidos sedimentáveis originados de água residuária são removidos. Os principais processos responsáveis pela remoção de sólidos sedimentavam suspensos são sedimentação e filtração. Sólidos coloidais são removidos, pelo menos parcialmente, pelo crescimento bacteriano (decomposição) e colisão (inercial e browniano) com a absorção (VYMAZAL et al., 1998).

Em sistemas de tratamento com fluxo subsuperficial descendente é possível que o esgoto tratado arraste consigo partículas provenientes do substrato, desta forma aumenta o teor de sólidos no efluente. Tal fato foi observado por Almeida (2005) que verificou uma eficiência negativa na remoção de sólidos sedimentáveis do esgoto sanitário, utilizando areia como substrato.

2.2.4.5 Remoção de coliformes

Em zonas de raízes as combinações dos fatores físicos, químicos e biológicos são responsáveis pela remoção dos organismos patogênicos. Os fatores físicos incluem filtração e sedimentação. Fatores químicos incluem oxidação, radiação UV, exposição a biocidas excretados por algumas plantas e adsorção da matéria orgânica. Os mecanismos de remoção biológica incluem: antibióticos; predação por nematóides, protistas e zooplâncton; ataque por bactérias e vírus e morte natural (VYMAZAL et al., 1998; ALMEIDA; ALMEIDA, 2005; TONIATO et al., 2005). As características do sistema que mais influenciam no sucesso da remoção dos patógenos são o tempo de detenção hidráulica e a condutividade hidráulica do meio suporte (TONIATO et al., 2005).

Estudo de Song et al. (2008) mostra eficiência na redução de *Escherichia coli*, coliformes totais, coliformes termotolerantes e baixa remoção de *Salmonella* sp. e *Clostridium perfringens*. Os resultados indicam a predação por copépodes, que é um mecanismo importante na remoção de bactérias em sistema por meio de zona de raízes. Temperaturas baixas prejudicam a remoção de *Escherichia coli* nestes sistemas como observado por Olijnyk et al. (2007).

2.2.5 A perda de água por evapotranspiração

A presença de plantas vivas e ativas no sistema de tratamento por zona de raízes implica na transferência de água do esgoto para a atmosfera, num processo denominado de evapotranspiração.

A evapotranspiração consiste na perda de água sob a forma de vapor através do processo de evaporação do solo somado à transpiração vegetal, numa cultura qualquer (LOBATO, 2007).

Boa parte da água que adentra no sistema vegetado de tratamento acaba sendo perdida por evapotranspiração. Esse efeito de redução do volume pode ser interessante quando sua disposição for um problema, mas quando o foco do estudo é o reúso, a perda do efluente não é desejável (ZANELLA, 2008).

Existem alguns fatores que potencializam a evaporação (perda de água): radiação solar, altas temperaturas atmosféricas, baixa umidade relativa do ar, vento,

resistência da cobertura, resistência dos estômatos, índice da área foliar (BRIX; ARIAS, 2005).

A diferença entre a quantidade de água recebida por precipitação pluvial mais irrigações suplementares, e a quantidade de água perdida por percolação corresponde a evapotranspiração. A evapotranspiração pode ser determinada pela Equação 2.1 (LOBATO, 2007).

$$ETP = Pr + \frac{(I - D)}{S} \quad (\text{Equação 2.1})$$

Em que:

ETP: Evapotranspiração (mm)

I: Irrigação (L)

Pr: Precipitação (mm)

D: Drenagem ou percolado recolhido (L)

S: Área do leito (m²)

2.3 O BAMBU

O termo bambu é usado para designar o grupo taxonômico das gramíneas (família *Poaceae*, subfamília *bambusoideae*) que corresponde a 90 gêneros e cerca de 1.250 espécies distribuídos em todos os continentes, com exceção da Europa. Adaptam-se bem a regiões tropicais, preferindo *habitats* úmidos e quentes. O bambu é considerado uma planta de valor econômico e ecológico. Pode ser usado em: paisagismo; jardinagem; alimento (broto de bambu); produção de celulose e papel na indústria química; construção civil (BARROS, 2007). Os colmos são usados para geração de energia, carvão, briquetes, carvão ativado (BRITO; TOMAZELLO; SALGADO, 1987). A sua raiz é tubular e semelhante a do junco que tem capacidade de transferência de oxigênio para o seu sistema radicular ao ser submerso na água (JESPERSON, 1998).

As folhas das gramíneas possuem esclerênquima bastante desenvolvido. As fibras aparecem comumente em placas longitudinais que se estendem aos feixes vasculares maiores em direção a epiderme (ESAU, 1974). As fibras resistentes do bambu tornam-nas com qualidade igual ou superior à fibra de madeira. Os colmos do bambu crescem com rapidez em altura e reproduzem assexuadamente, sem necessidade de plantio ano após ano. Os bambus podem ter seu primeiro corte entre três e cinco anos após o seu plantio e na sequência cortado anualmente. A maioria do bambu tem

metabolismo C_4 , isto é, fixam quatro moléculas de dióxido de carbono na reação de fotossíntese. O bambu pode crescer em solos de diferentes granulometria, acidez, umidade e temperatura. Porém, ele se adapta melhor em solos levemente ácidos e argilosos, com 5,5 a 6,5 de pH (AKIRA et al., 2007).

Ele desenvolve-se em quase todos os tipos de solo, porém, os solos férteis, soltos e bem drenados, com pH entre 5,0 e 6,5 são os mais adequados para o seu desenvolvimento (PEREIRA, 2001). Solos encharcados podem inibir o seu bom desenvolvimento e não é recomendado o cultivo em solos salinos. De maneira geral desenvolvem-se bem com precipitações anuais superiores a 1.000 milímetros (SEPÚLVEDA; RODRIGUEZ; GARCIA, 2004).

O bambu é um material ecológico bastante aceito na sociedade industrial moderna. É um recurso natural de rápido crescimento, ambientalmente amigável e muito durável. Ele dá a cada produto um toque individual e uma aparência natural (Figura 2). As propriedades especiais do bambu, como: elevada resistência à tração, torção e pressão, e peso reduzido; fazem do bambu um material natural com ampla versatilidade. O bambu pode ser transformado em materiais valiosos para a engenharia civil, mas pode também ser usado como um material natural pelas populações menos favorecidas economicamente, já que é de baixo custo e fácil obtenção (YU, 2007).



Figura 2 Móvel com aparência natural feito com laminados de bambu.
Fonte: Yu (2007).

Ele é utilizado no tratamento com zonas de raízes como meio suporte ou como plantas vivas. A utilização de anéis de bambu como meio suporte pode facilitar sua utilização em áreas rurais, já que o bambu é facilmente encontrado em todo território nacional (ZANELLA, 2008). Segundo De Vos (2004), sua utilização como planta viva apresenta algumas vantagens em relação às plantas aquáticas tradicionais,

como: baixa densidade para plantação; mantém verde por todo ano, não resseca e pouca manutenção.

2.3.1 A espécie *Guadua angustifolia*

O bambu da espécie *Guadua angustifolia* possui grande tamanho (comprimento de até 30 metros e diâmetro de até 20 cm) e qualidade estável, por isso tem sido usado na construção de casas, edifícios e em outras construções, como pontes. O *Guadua*, sendo um gênero dominante na América Latina, desempenha um papel fundamental na construção de edifícios, desde centenas de anos (YU, 2007). Nele encontra-se rizomas paquimorfos, com formas de bulbo, tendo os entrenós muito curtos e compactos. O crescimento deste tipo de bambu é em touceiras. Eles crescem lateral e radialmente, afastando-se muito pouco uns dos outros (AKIRA et al., 2007; VASCONCELLOS, 2007). As folhas caulinares são mais persistentes e podem acompanhar o colmo por boa parte da sua existência (AZZINI; CIARAMELLO; SALGADO, 1981).

Guadua (Figura 3) é um dos principais representantes dos bambus entouceirantes. A maior parte destes bambus tem um melhor desenvolvimento em climas tropicais. Apresentam rizomas sólidos, com raízes na sua parte inferior e se denominam paquimorfos por serem curtos e grossos (SILVA, 2005).



Figura 3 Touceira jovem de bambu da espécie *Guadua angustifolia*.

2.3.2 A espécie *Phyllostachys aurea*

O *Phyllostachys aurea* (bambu-amarelo, bambu-de-jardim, bambu-dourado, bambu-de-vara-de-pescar) pertence ao grupo *Angiospermae*, família *Gramineae* (*Poaceae*). É rizomatoso, lenhoso, ereto, com altura de 3 a 6 m, originário da China e de folhagem ornamental. Possui folhas lanceoladas e perenes, colmos rijos, ocos, achatados de um lado, em tons variados de amarelo, formando touceiras (Figura 4). Seu cultivo é a pleno sol em touceiras isoladas, maciços e em renques como cerca-viva. É bastante utilizado também em contenção de barrancos e voçorocas de erosão. Seus colmos retos, leves e flexíveis são muito utilizados por pescadores (daí a etiologia de um de seus nomes). Multiplica-se facilmente por divisão de touceira e em qualquer época do ano (LORENZI; SOUZA, 2001).

As espécies do gênero *Phyllostachys* possuem rizomas leptomorfo, que são alongados e finos, tendo os entrenós longos e espaçados. Os colmos são mais grossos que o rizoma. O crescimento deste tipo de bambu é do tipo alastrante e eles crescem lateral e radialmente, afastando-se linearmente uns dos outros. São bambus de hábitos invasivos (AKIRA et al., 2007; VASCONCELLOS, 2007).

O gênero *Phyllostachys* tem uma melhor resistência ao frio e, já que são invasores, há necessidade de cuidados especiais para serem cultivados, como a manutenção da floresta plantada confinada em uma área previamente definida (SILVA, 2005).

São bambus de pequeno porte, muito usados na confecção de ambientes paisagísticos, jardinagem e trançados, pela sua grande resistência. São conhecidos mundialmente com nomeação de "*Golden Bamboo*" e "*Fishing pole Bamboo*", entre outros. Ele é mais adaptado ao clima temperado, mas, bastante encontrado no Brasil com cerca de cinco centímetros de diâmetro (AKIRA et al., 2007).



Figura 4 Espécie *Phyllostachys aurea*.

2.3.3 A espécie *Phyllostachys bambusoides*

Phyllostachys bambusoides (bambu-largo) é uma espécie forte e resistente a pragas, e ocorre em grande número no Brasil (Figura 5).

É também conhecido como: Madake, bambu gigante de madeira, bambu de madeira japonesa. Essa espécie possui boa resistência a baixas temperaturas, suportando até -15°C. É um bambu adaptado para regiões que neva. Tem paredes espessas e colmos grandes. Os colmos possuem paredes muito grossas tornando-os fortes quando secos. Tendem a crescer em linha reta, produzindo bengalas longas, ideais para construção. É um bambu invasivo por natureza. É uma espécie nativa do Japão e da China e muito cultivada em outros países (PHYLLOSTACHYS..., 2011a).

Os brotos jovens são usados na culinária. Na China suas raízes são utilizadas para obtenção de um tônico que segundo estudos produz hiperglicemia em coelhos (PHYLLOSTACHYS..., 2011b).

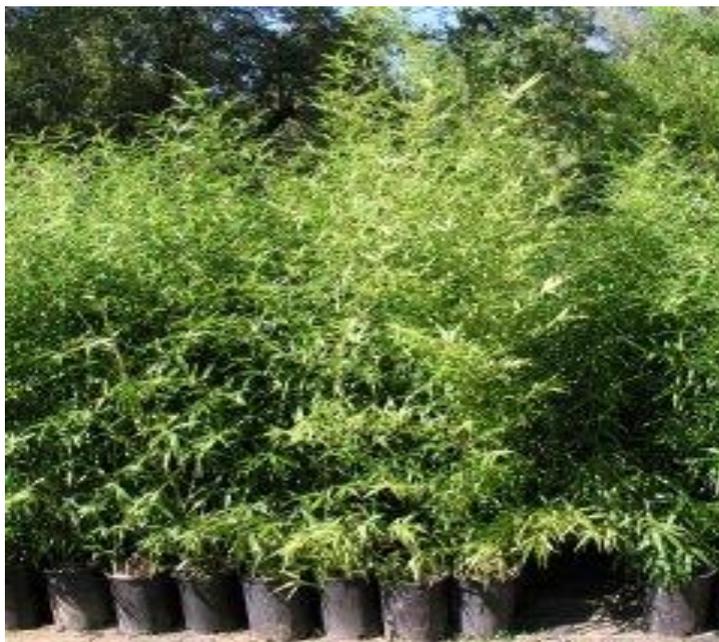


Figura 5 Mudanças da espécie *Phyllostachys bambusoides*.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 LOCAL DO EXPERIMENTO

O experimento foi conduzido na Estação de Pesquisas em Tratamento de Esgoto com Plantas – Eptep/UFG, localizada no interior da Estação de Tratamento de Esgoto – ETE Samambaia, em Goiânia – Goiás, que é operada pela Saneamento de Goiás S/A – Saneago (Figura 6). A ETE está situada no *Campus* II da Universidade Federal de Goiás – UFG e realiza a captação e o tratamento unicamente do esgoto produzido no referido *campus* universitário. Encontra-se situada na latitude 16°36' Sul e longitude 49°17' Oeste.

Durante a realização da coleta de dados do experimento, nos meses de maio de 2010 a maio de 2011, coletaram-se os dados de temperatura, umidade relativa do ar, precipitação, insolação e velocidade do vento, na Estação Evaporimétrica de Primeira Classe do Setor de Engenharia Rural da Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos da UFG. A estação evaporimétrica está localizada na latitude 16°41' Sul e longitude 49°17' Oeste, em uma altitude de 741 m, a cerca de 1.000 m do local do experimento. Em 2010 a temperatura média anual foi de 23,9°C, a média das temperaturas mínimas mais baixas foi de 16,5°C e a média das temperaturas máximas mais altas foi de 31,4°C. A precipitação média anual foi de 1.240,1 mm, enquanto a umidade relativa do ar média anual foi de 65% (ESCOLA..., 2011).

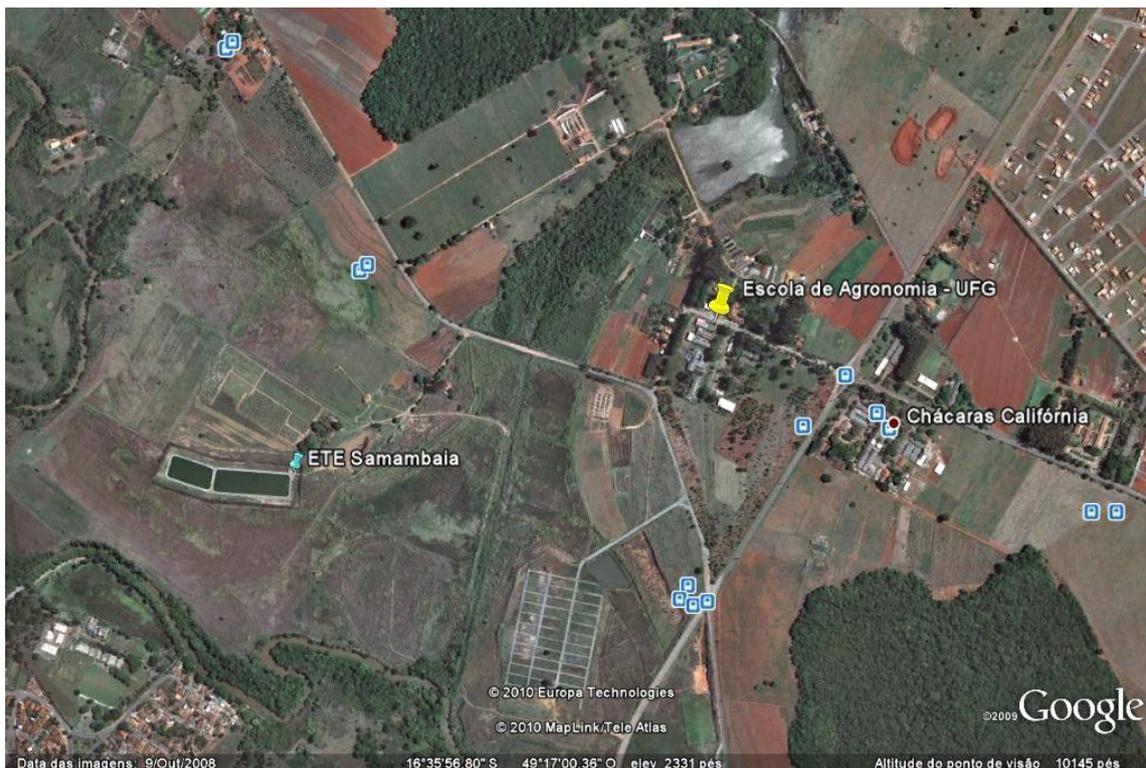


Figura 6 Vista aérea da ETE Samambaia, localizada no Campus Samambaia da Universidade Federal de Goiás, onde foi realizada a pesquisa e a Escola de Agronomia, onde foram coletados os dados meteorológicos.

Fonte: Google Earth - Disponível em: <<http://earth.google.com/intl/pt/>>.

Acesso em: 10 abr. 2010.

3.2 ESTAÇÃO DE PESQUISAS EM TRATAMENTO DE ESGOTO COM PLANTAS

A Estação de Pesquisas em Tratamento de Esgoto com Plantas – Eptep/UFG é constituída por doze leitos de zona de raízes, de fluxo subsuperficial vertical descendente. Cada leito é constituído por um tanque de fibra de amianto (caixa d’água redonda da marca comercial Eternit), com altura de 0,73 m, capacidade volumétrica de 1.000 L e área superficial de 1,45 m².

No centro da camada inferior do substrato (brita # 3), foi posicionado um tubo de drenagem de 50 mm de diâmetro para coletar o esgoto tratado e conduzi-lo para fora do tanque. Na parte externa do tubo de drenagem foi adaptada uma união soldável, um joelho de 90° e um tubo de PVC (60 cm de comprimento, posicionado verticalmente). Na parte central do tubo foi conectado um registro de esfera de ½” para coletar o esgoto tratado e na extremidade superior um “T” com redução para 25 mm e uma mangueira (Figura 7), que se destina à drenagem do esgoto tratado e à manutenção

do nível interno de esgoto dentro do módulo de tratamento, o que é determinado pelo posicionamento do “T”, pelo princípio dos vasos comunicantes.

3.3 SUBSTRATO DO SISTEMA ZONA DE RAÍZES

Os tanques foram preenchidos, a partir do fundo, com uma camada de 0,26 m de brita # 3, seguida por uma camada de 0,32 m de latossolo vermelho distroférico de textura argilosa (OLIVEIRA JÚNIOR et al., 2005; FIGUEIREDO et al., 2009), que é um solo bem drenado, derivado de rochas básicas. Possui baixa densidade aparente, de 0,92 g a 1,15 g/cm³, e porosidade alta a muito alta, 60% a 69%, indicando boas condições físicas (SANTOS et al., 2007). Foram deixados 0,15 m de espaço livre até a borda superior dos tanques (Figura7). O espaço vazio destina-se ao acúmulo das águas de chuva e dos esgotos aplicados, para evitar transbordamentos.

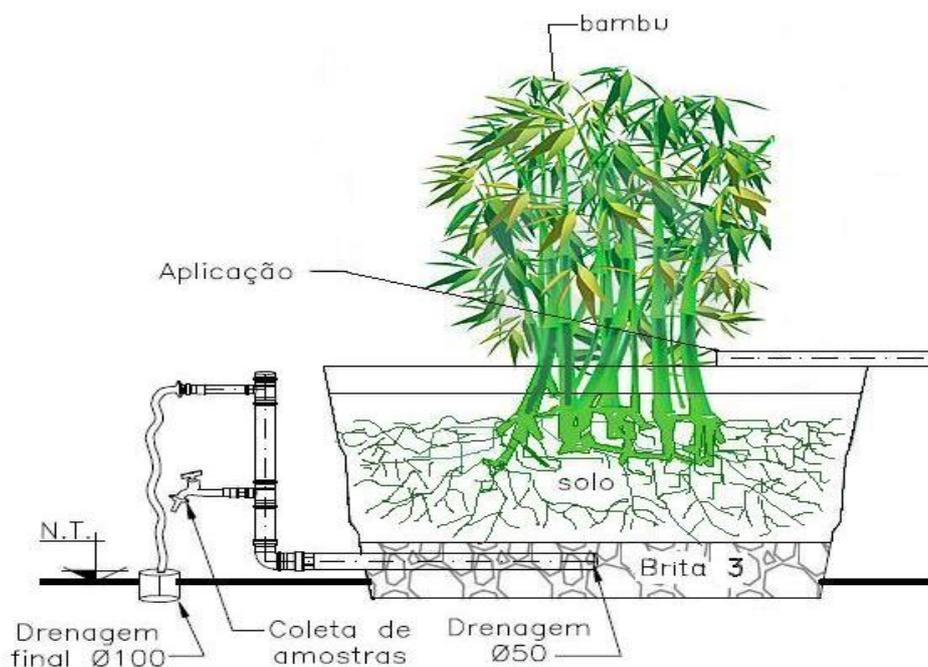


Figura 7 Vista em corte de um leito de tratamento.

Como volume útil foi considerado o volume de vazios do substrato do leito de tratamento, desconsiderando o volume ocupado pelas raízes das plantas. Os volumes de brita #3 (0,309m³) e de solo (0,425m³) foram determinados matematicamente mediante cálculo de volumes de troncos de cone. O percentual de vazios da brita # 3 foi de 51%, conforme observado por Abrantes (2009), cujo trabalho foi realizado na mesma estação de pesquisas. O percentual de vazios do solo (53%) foi determinado em

laboratório, utilizando-se o método do picnômetro preenchido com o solo e água até uma marca de aferição. Os volumes de vazios de brita #3 ($0,157\text{m}^3$) e de solo ($0,225\text{m}^3$) foram calculados multiplicando seus volumes por seus percentuais de vazios. O volume útil do leito de tratamento ($0,382\text{m}^3$) foi calculado pela soma do volume de vazios da camada de brita #3 com o volume de vazios da camada de solo.

3.4 APLICAÇÃO E COLETA DO ESGOTO

A aplicação de esgoto no sistema experimental de tratamento foi feito por bombeamento do esgoto tido como bruto (afluente) por meio de uma bomba centrífuga de rotor semiaberto, sustentada por um flutuador (Figura 8). A bomba foi posicionada no início da lagoa facultativa da ETE Samambaia, exatamente no alinhamento dos tubos de alimentação da lagoa, equidistante destes (Figura 9). O esgoto bombeado foi conduzido até os tanques por meio de tubos de PVC de 25 mm de diâmetro e aplicado no centro superior de cada tanque, sobre a camada de terra. A uniformização da aplicação nos tanques ocorreu pela abertura ou fechamento de um registro de esfera, instalado no tubo de alimentação de cada um dos leitos de tratamento. A taxa de aplicação foi controlada pelo tempo de funcionamento da bomba.

Após a aplicação, o esgoto se distribuía pela superfície do substrato e percolava até a camada de brita #3, onde penetrava nos orifícios do tubo de drenagem e era conduzido à parte externa do tanque. O esgoto drenado de todos os leitos foi conduzido pelas mangueiras até um tubo PVC de 100 mm de diâmetro. Na parte final do tubo havia um reservatório de onde o esgoto drenado foi bombeado de volta à lagoa facultativa.

O nível do esgoto dentro dos leitos foi mantido a cinco centímetros da superfície do substrato, mediante o posicionamento (inclinação) do tubo externo de drenagem e do “T”, de forma a evitar a proliferação de insetos e a liberação de maus odores.



Figura 8 Flutuador e bomba de captação do afluente para aplicação nos leitos de tratamento.

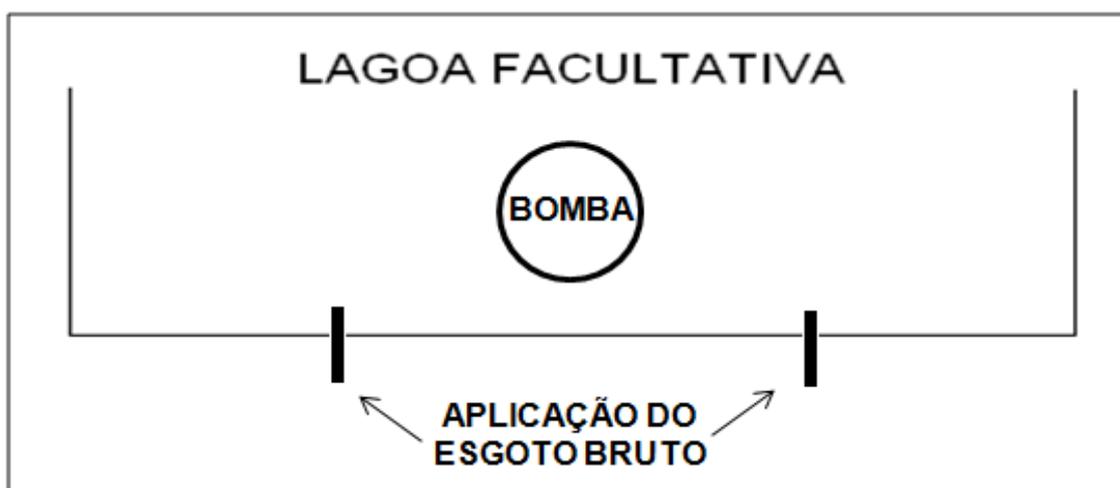


Figura 9 Ilustração esquemática da localização da bomba para captação do esgoto considerado bruto na parte inicial da lagoa facultativa.

3.5 ESPÉCIES DE BAMBU E DELINEAMENTO UTILIZADOS

Nove leitos de tratamento foram plantados com mudas de bambu de três espécies diferentes e três leitos permaneceram sem plantas, com o objetivo de servirem de testemunhas. Havia quatro tratamentos e três repetições. A posição de cada tratamento (Figura 10) foi definida aleatoriamente, mediante sorteio. Em cada leito foram plantadas quatro mudas de bambu. Não foi utilizado nenhum tipo de fertilizante ou nutriente nos leitos.

As três espécies de bambu utilizadas foram: *Guadua angustifolia*, *Phyllostachys aurea* e *Phyllostachys bambusoides*. As mudas foram trazidas do município de Senador Canedo – GO e estavam plantadas em sacos plásticos. O transplante dos bambus foi realizado em 01 de fevereiro de 2010 no período vespertino, sendo irrigadas logo em seguida.

A irrigação das mudas foi realizada três vezes por semana, com água de abastecimento público, sendo que em dias chuvosos não houve irrigação. A aplicação do esgoto iniciou-se no dia 30 de março de 2010, 57 dias do plantio, após desenvolvimento e o pegamento satisfatório de todas as espécies vegetais, conforme orientação de Philippi e Sezerino (2004).

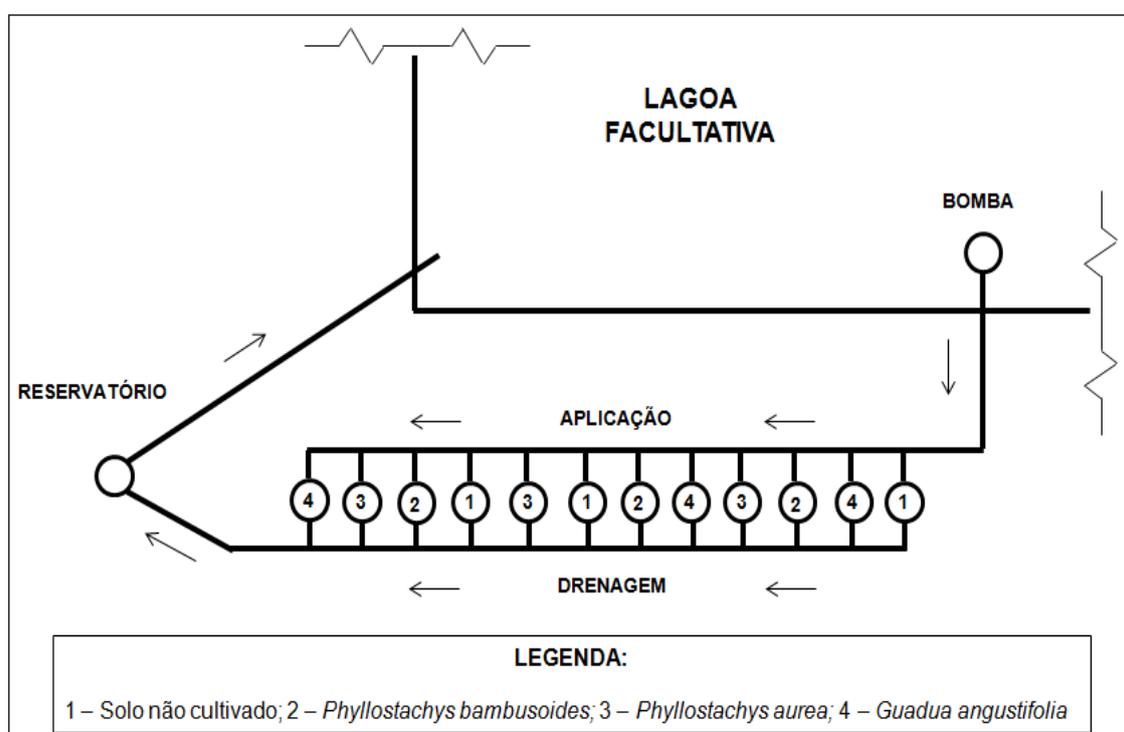


Figura 10 Disposição dos tratamentos (espécies de bambu e do solo não cultivado) no sistema experimental de tratamento por zona de raízes.

Foram utilizadas duas taxas de aplicação de esgoto, definidas a partir de recomendações da literatura, com base nos tempos de detenção hidráulica dos sistemas. Kadlec e Knight (1996), apud Olijnk (2007), recomendam TDH com variação de 2 a 4 dias, enquanto Wood (1995), apud Olijnk (2007), recomenda de 2 a 7 dias. Assim, iniciou-se a aplicação de esgoto com uma taxa que resultou num TDH de 2 dias e, posteriormente, aumentou-se o TDH para 5 dias, com vistas a melhorar a eficiência do tratamento.

Em 30 de março de 2010 iniciaram-se as aplicações de esgoto três vezes ao dia (as 7h00min, 12h00min e 17h00min) por períodos de 31 minutos para cada aplicação, o que resultou num TDH de 2,3 dias. Em 15 de setembro de 2010 o período das aplicações foi reduzido para 14 minutos, aumentando o TDH para 5,2 dias. As aplicações foram realizadas de segunda a sexta-feira, não sendo aplicado esgoto nos finais de semana.

As taxas de aplicação resultaram dos tempos de detenção hidráulica pré-definidos e foram calculadas utilizando-se a Equação 3.2 (TONIATO, 2005).

$$TDH = \frac{Vu}{Tap} \quad (\text{Equação 3.2})$$

Em que:

TDH: Tempo de detenção hidráulica (dias)

Vu: Volume útil (L)

Tap: Taxa de aplicação ($L\ m^{-2}\ dia^{-1}$)

Assim, a taxa diária inicial de aplicação de esgoto no sistema ($TDH = 2,3\ d$) foi de aproximadamente 164 litros ($113\ L\ m^{-2}\ d^{-1}$) e a taxa final ($TDH = 5,2\ d$) foi de 74 litros ($51\ L\ m^{-2}\ d^{-1}$) subdivididas em três aplicações.

Durante a execução do experimento foram coletadas amostras do esgoto, antes e após passar pelos leitos de tratamento. Foram realizadas doze coletas nas datas apresentadas no Quadro 3.

A amostragem ocorreu nos registros de coleta de cada um dos doze leitos de tratamento (Figura 11), que representou o esgoto tratado (afluente), e no tubo de retorno da linha de alimentação (Figura 12), que representou o esgoto considerado bruto (afluente), totalizando treze pontos de coleta. A identificação dos pontos de coleta e seus respectivos tratamentos é apresentada no Quadro 4.

Quadro 3 Identificação das datas de coleta de amostras para fins de análises laboratoriais e seus respectivos tempos de detenção hidráulica.

Coleta	Data	TDH (dias)
1	31/05/2010	2,3
2	21/06/2010	2,3
3	30/08/2010	2,3
4	27/09/2010	5,2
5	03/11/2010	5,2
6	27/01/2011	5,2
7	10/02/2011	5,2
8	24/02/2011	5,2
9	10/03/2011	5,2
10	24/03/2011	5,2
11	05/04/2011	5,2
12	26/04/2011	5,2



Figura 11 Detalhe da utilização do registro de esfera na amostragem do esgoto tratado no leito de tratamento.



Figura 12 Tubo de retorno da linha principal de bombeamento, utilizado para amostragem do esgoto bruto (afluente).

Quadro 4 Identificação dos pontos de coleta de amostras para fins de análises laboratoriais e seus respectivos tratamentos.

Ponto de coleta	Identificação / Tratamento
1	Leito 1 - Solo não cultivado
2	Leito 2 – <i>Guadua angustifolia</i>
3	Leito 3 – <i>Phyllostachys bambusoides</i>
4	Leito 4 – <i>Phyllostachys aurea</i>
5	Leito 5 – <i>Guadua angustifolia</i>
6	Leito 6 – <i>Phyllostachys bambusoides</i>
7	Leito 7 - Solo não cultivado
8	Leito 8 – <i>Phyllostachys aurea</i>
9	Leito 9 - Solo não cultivado
10	Leito 10 – <i>Phyllostachys bambusoides</i>
11	Leito 11 – <i>Phyllostachys aurea</i>
12	Leito 12 – <i>Guadua angustifolia</i>
13	Lagoa – Esgoto considerado bruto (afluente)

3.6 ANÁLISES REALIZADAS

As amostras foram submetidas a análises laboratoriais para a determinação da demanda química de oxigênio – DQO, demanda bioquímica de oxigênio – DBO, nitrogênio amoniacal, fosfato, potencial hidrogeniônico – pH e coliformes termotolerantes. As análises foram realizadas no laboratório da Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos – SEMARH e foram utilizados os métodos padronizados pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1992), conforme apresentado no Quadro 5.

Quadro 5 Relação das análises realizadas e métodos utilizados.

Análise	Método	Unidade	Aparelho (marca)
pH	Potenciométrico	-	pHmetro
Fosfato	Espectrofotométrico	mg L ⁻¹	Espectrofotômetro
Nitrogênio amoniacal	Espectrofotométrico	mg L ⁻¹	Espectrofotômetro
Coliformes termotolerantes	Tubos múltiplos no meio A1	NMP 100 mL ⁻¹	Estufa, banho maria 40°C
DBO	Teste DBO 5 dias	mg L ⁻¹	Incubadora 20°C
DQO	Dicromato de potássio, Colorimétrico	mg K ₂ Cr ₂ O ₇ L ⁻¹	Aparelho de digestão
Turbidez	Espectrofotométrico	UNT	Turbidímetro

As amostras foram armazenadas em recipientes adequados: DBO – frascos de vidro com capacidade para 1.000 mL, DQO – frascos de vidro com capacidade de 150 mL com 0,25 mL de ácido sulfúrico; coliformes termotolerantes (bacteriológico) – frasco de vidro esterilizado em autoclave, com capacidade de 200 mL; nitrogênio amoniacal – frascos de vidro com capacidade de 500 mL; fosfato – frasco de vidro com capacidade de 150 mL lavados com ácido clorídrico e água destilada. Os frascos com as

amostras foram conservados em caixa térmica contendo gelo até a chegada no laboratório.

3.7 ANÁLISES DOS RESULTADOS

Os resultados das análises foram utilizados no cálculo da eficiência do sistema na remoção da carga poluidora do esgoto, que foi calculada utilizando-se a Equação (3.3).

$$Ef(\%) = 100 \frac{(Ce \times Ve) - (Cs \times Vs)}{(Ce \times Ve)} \quad (\text{Equação 3.3})$$

Em que:

Ef (%): eficiência percentual de remoção da carga poluidora;

Ce: concentração do atributo na entrada do sistema;

Ve: volume de esgoto na entrada do sistema;

Cs: concentração do atributo na saída do sistema;

Vs: volume de esgoto na saída do sistema;

As amostras de entrada e de saída do sistema foram realizadas no mesmo dia. Logo, o esgoto de saída correspondeu ao esgoto bruto (afluente) aplicado num período anterior, correspondente ao TDH. Assim, nos cálculos de eficiência utilizou-se como concentração de entrada do atributo (*Ce*) a concentração média de todas as análises do referido atributo; sendo um valor único para todos os leitos de tratamento. A concentração de saída (*Cs*) correspondeu aos resultados individuais das análises.

O volume de esgoto na entrada do sistema (*Ve*) também foi único a todos os leitos de tratamento e correspondeu ao volume aplicado num determinado período. O volume de esgoto na saída do sistema (*Vs*) correspondeu ao volume de entrada subtraído do volume evapotranspirado em cada tratamento (espécies de bambu e solo não cultivado), no mesmo período.

3.8 DETERMINAÇÃO DA EVAPOTRANSPIRAÇÃO

A evapotranspiração foi estimada medindo-se o volume de esgoto drenado em cada tratamento e subtraindo-o do volume aplicado. Para tanto, foram acopladas mangueiras plásticas nas mangueiras do tubo de drenagem dos leitos de tratamento para conduzir o material drenado até tambores plásticos de 200 L (Figuras 13 e 14).

Diariamente, por um período de uma semana (12 de maio a 18 de maio de 2011), mediu-se o volume armazenado em cada tambor. O volume de esgoto aplicado em cada leito foi de 370 L e os volumes drenados foram medidos nos tambores.



Figura 13 Tambores utilizados na medição do esgoto drenado para cálculo da evapotranspiração.

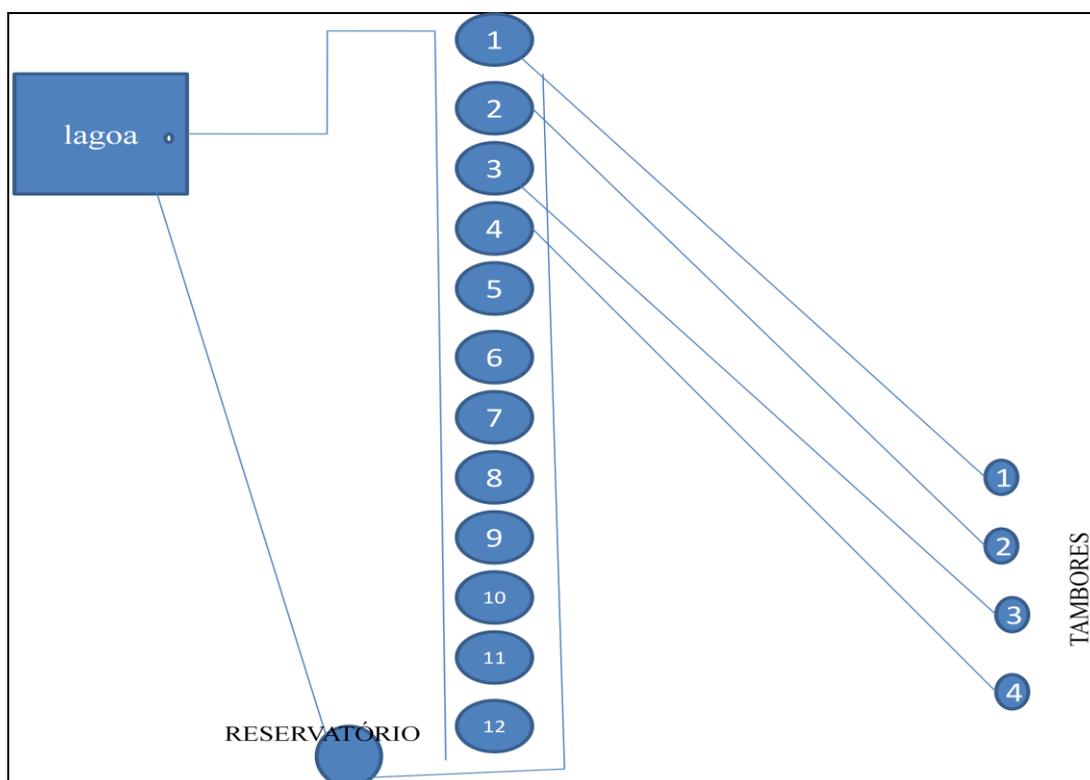


Figura 14 Esquemática do sistema de tratamento

Ao longo do experimento foi observado o desenvolvimento das espécies de bambu submetidas à aplicação do esgoto sanitário, mediante observação visual do aspecto geral de desenvolvimento das plantas.

Os resultados das eficiências na remoção da carga poluidora foram submetidos à análise de variância (teste F) e ao teste de Tukey (5% de probabilidade), para comparação entre os tratamentos. Por fim, verificou-se se as qualidades dos efluentes dos tratamentos atendiam ao exigido pela legislação vigente, para a disposição em corpos d'água de classe 2.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS

As médias das variáveis meteorológicas verificadas no período do experimento estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 Médias de variáveis meteorológicas verificadas durante o período do experimento. Goiânia, GO. 2011.

Mês/ano	Temperatura (°C)		Umidade relativa do ar (%)	Velocidade do vento (km h ⁻¹)	Precipitação (mm)
	Máxima	Mínima			
Maio/2010	30,5	13,3	63	1,9	0,0
Junho/2010	30,0	11,6	63	2,6	16,4
Julho/2010	30,5	12,4	60	4,0	0,0
Agosto/2010	32,1	10,8	55	3,4	0,0
Setembro/2010	34,8	15,5	49	4,1	41,0
Outubro/2010	32,6	19,3	66	3,5	111,9
Novembro/2010	30,2	19,5	75	3,3	188,7
Dezembro/2010	30,5	20,1	73	3,3	306,0
Janeiro/2011	29,5	19,9	62	3,5	289,3
Fevereiro/2011	31,3	19,7	58	2,9	178,0
Março/2011	29,7	19,8	62	2,9	368,0
Abril/2011	30,5	17,8	56	3,2	32,3
Maio/2011	29,4	13,7	64	2,6	0,0

Fonte: Estação Evaporimétrica de Primeira Classe do Setor de Engenharia Rural – Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos – Universidade Federal de Goiás. Disponível em: <http://www.agro.ufg.br/?id_pagina=1281037254&site_id=67>. Acesso em: 03 jul. 2011.

A temperatura máxima (34,8°C) foi observada no mês de setembro/2010 e a temperatura mínima (10,8°C) em agosto/2010. A média máxima de umidade relativa do ar (75%) foi observada em novembro/2010 e a mínima (49%) no mês de setembro/2010. A velocidade média do vento foi maior (4,1 km. h⁻¹) em setembro/2010, enquanto que em maio/2010 foi observada a menor velocidade média (1,9 km. h⁻¹). O maior nível de precipitação (368,0 mm) foi observado no mês de março/2011, enquanto

o menor (0,0 mm) ocorreu nos meses de maio/2010, julho/2010, agosto/2010 e maio/2011. Observa-se que o comportamento das variáveis meteorológicas esteve dentro do esperado para a região, com temperaturas elevadas durante todo o ano e concentração das chuvas nos meses de outubro a março.

4.2 DESENVOLVIMENTO DO BAMBU E EVAPOTRANSPIRAÇÃO

A Figura 15a mostra o leito vegetado com *G. angustifolia* em julho de 2010, sendo que este mês a temperatura média foi de 30,5°C e a mínima em 12,4°C. Neste período o bambu completava aproximadamente 115 dias com aplicação do esgoto. Após aproximadamente 424 dias do início da aplicação de esgoto (junho/2011) a espécie *G. angustifolia* apresentou maior crescimento e desenvolvimento exuberante (Figura 15b). O bambu do gênero *Guadua* possui espécies que apresentam maior porte, desta forma favorece uma melhor adaptação ao sistema do que espécies menos robustas como a do gênero *Phyllostachys*.

A Figura 16a mostra um leito vegetado com *P. bambusoides* (julho/2010) e a Figura 16b mostra o mesmo leito, com aproximadamente 365 dias (junho/2011). A espécie *P. bambusoides* também adaptou-se muito bem ao sistema e suas plantas apresentaram-se vistosas com aspecto normal durante todo o experimento.

A Figura 17a apresenta um leito vegetado com *P. aurea* (julho/2010) com aproximadamente 115 dias de aplicação de esgoto. Observa-se que o desenvolvimento desta espécie foi mais lento que das demais, permitindo o desenvolvimento de espécies invasoras, que foram removidas. A espécie *P. aurea* não resistiu à aplicação de esgoto realizada e teve seu desenvolvimento comprometido, ficando com aspecto doentio (Figura 17b), o que culminou com a morte de algumas plantas.



Figura 15 *Guadua angustifolia* em julho/2010 com 115 dias após o transplântio (a) e com aproximadamente 420 dias após o transplântio (b).



Figura 16 *Phyllostachys bambusoides* em julho/2010 com 115 dias após o transplântio (a) e com aproximadamente 420 dias após o transplântio (b).



Figura 17 *Phyllostachys aurea* em julho/2010 com 115 dias após o transplântio (a) e com aproximadamente 420 dias após o transplântio (b).

O melhor desenvolvimento e maior crescimento das plantas da espécie *G. angustifolia* refletiram em sua taxa de evapotranspiração (Tabela 2). Na medição do volume de saída de cada leito foi verificado que a espécie *G. angustifolia* apresentou uma taxa de evapotranspiração cerca de dez vezes superior aos demais tratamentos. Tal resultado pode ser explicado pelo seu maior porte, maior densidade e área foliar (folhas maiores e mais largas) do que o gênero *Phyllostachys*. Durante o período de medição da evapotranspiração não houve precipitação pluviométrica (Tabela 1, folha 60).

Tabela 2 Valores médios do volume e percentual de esgoto evapotranspirado e taxa de evapotranspiração em cada leito para as diferentes espécies de bambu no período de 12 a 18 de maio de 2011. Goiânia, GO. 2011.

Espécie da planta	Volume evapotranspirado (L)	Percentual (%)	ETP (mm)
Solo não cultivado	19,2	5,2	13,2
<i>G.angustifolia</i>	318,3	86,0	219,4
<i>P. bambusoides</i>	26,5	7,2	18,3
<i>P.aurea</i>	30,0	8,1	20,7

Durante o período de sete dias consecutivos, em que aplicaram-se 370 L de esgoto em cada unidade de zona de raízes, o volume de saída de efluente foi de 350,8 L no solo não cultivado, 51,7 L no leito com *G. angustifolia*, 343,5 L no leito com *P. bambusoides* e 340,0 L no leito com *P. aurea*. Assim, a evapotranspiração foi de 19,2 L, 318,3 L, 26,5 L e 30,0 L, correspondentes a 5,2%, 86,0%, 7,2% e 8,1%, respectivamente. Pitaluga (2011) obteve num sistema do tipo zona de raízes preenchidas com areia lavada e vegetadas com Lírio do Brejo (*Hedychium coronarium* de fluxo sub-superficial horizontal uma evapotranspiração correspondente a 67,7%.

As taxas de evapotranspiração das plantas das espécies do gênero *Phyllostachys* apresentaram-se muito próximas do valor apresentado pelo solo sem vegetação, onde ocorre apenas a evaporação da água.

4.3 CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE

Os resultados das análises laboratoriais de caracterização do afluente utilizado no experimento são apresentados na Tabela 3. O valor médio de entrada da DBO no sistema foi de 51,82 mg O₂ L⁻¹ e o de DQO foi de 277,86 mg O₂ L⁻¹. O valor

médio da DBO do afluente foi menor do que o esperado, já o valor da DQO apresentou-se dentro da faixa citada por Jordão e Pessôa (2009) como sendo normal para os esgotos sanitários. Pitaluga (2011) obteve valor médio para DBO de $417 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ no esgoto bruto da Escola de Engenharia Civil (Universidade Federal de Goiás), esse valor encontra-se dentro da faixa estabelecida por Jordão e Pessôa (2009) e Sperling (2005).

A baixa concentração da DBO no esgoto bruto (afluente) pode ser explicada pela localização de sua captação. Mesmo a bomba de captação do afluente estando localizada no início da lagoa facultativa, o afluente sofre uma diluição e também algum tratamento que resulta em valores de DBO abaixo do indicado pela literatura. Por outro lado, é possível que os baixos valores também sejam devido às características do esgoto de uma unidade universitária, diferente do esgoto essencialmente doméstico urbano. Abrantes (2009) também encontrou valores baixos de DBO para o esgoto bruto da estação de pesquisas utilizada neste trabalho.

Tabela 3 Composição físico-química do afluente utilizado no sistema de tratamento de zona de raízes com bambu.

Atributos	Concentração do esgoto bruto		
	Na entrada da lagoa facultativa	Sperling (2005)	Jordão e Pessôa (2009)
DBO ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$)	51,8	250 a 400	100 a 400
DQO ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$)	277,9	450 a 800	200 a 800
DBO/DQO	5,4	1,7 a 2,4	-
Nitrogênio amoniacal (mg L^{-1})	17,2	20 a 35	10 a 50
Turbidez (UNT)	205,8	-	-
Fosfato (mg L^{-1})	11,6	3 a 9	3 a 13
Coliformes termotolerantes (NMP 100 mL^{-1})	$1,6 \times 10^5$	10^6 a 10^9	10^5 a 10^8
pH	7,3	6,7 a 8,0	-

Sperling (2005) cita que a relação DQO/DBO varia de 1,7 a 2,4. No trabalho verificou-se média de 5,4, que indica a presença de frações não biodegradáveis, possivelmente em decorrência da característica do esgoto da UFG, o qual apresenta uma carga de reagentes proveniente dos laboratórios. Sperling (2005) destaca ainda que à

medida que a fração biodegradável é reduzida, observa-se um aumento na relação DQO/DBO, sugerindo que o esgoto utilizado tenha sofrido algum tratamento antes de chegar à estação de tratamento. Abrantes (2009) obteve a relação média de entrada entre DQO/DBO de 6,4 com a captação do esgoto oriundo da UFG (Campus Samambaia) e Almeida (2005) verificou a relação DQO/DBO na entrada foi de 3,7 no esgoto coletado diretamente da rede de esgotos do mesmo *campus*.

O valor médio de entrada de nitrogênio amoniacal no sistema foi de 17,24 mg L⁻¹, que de acordo com Jordão e Pessôa (2009) em esgotos domésticos, pode variar entre 10 e 50 mg L⁻¹, portanto, dentro da faixa aceitável.

Para fosfato o valor médio de entrada dos leitos foi de 11,6 mg L⁻¹, acima da faixa destacada por Sperling (2005) e dentro da faixa citada por Jordão e Pessôa (2009).

O valor médio de entrada de coliformes termotolerantes foi de 1,61 x 10⁵ NMP 100 mL⁻¹, dentro do indicado por Sperling (2005) e Jordão e Pessôa (2009), que afirmam que o esgoto bruto possui entre 10⁵ a 10⁹ NMP 100 mL⁻¹ de coliformes.

O valor médio de turbidez foi de 205,8 UNT, não sendo um parâmetro com valores sugeridos para a caracterização do esgoto bruto.

4.4 REMOÇÃO DOS ATRIBUTOS FÍSICO-QUÍMICOS NOS LEITOS

Os valores médios das eficiências na remoção dos atributos físico-químicos no esgoto sanitário, a comparação entre os tratamentos e as concentrações médias dos atributos antes e após serem submetidos a tratamento no sistema zona de raízes com plantas de bambu são apresentados nas Tabelas 4 e 5.

Tabela 4 Concentrações médias de atributos do esgoto sanitário antes e após ser submetido a tratamento num sistema de zona de raízes. Goiânia, GO. 2011

Tratamento	DBO (mg O ₂ L ⁻¹)	DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	Fosfato (mg L ⁻¹)	Nitrogênio amoniacoal (mg L ⁻¹)	Coliformes termotolerantes (NMP 100 mL ⁻¹)	Turbidez (UNT)
LAGOA	51,8	277,9	11,6	17,2	1,60 x 10 ⁵	205,8
SOLO	6,6	37,3	0,7	1,3	4,78 x 10 ⁴	52,1
BAMB	6,1	50,3	1,6	3,4	8,18 x 10 ⁴	54,8
AUREA	6,2	54,0	1,7	2,6	5,88 x 10 ⁴	42,1
ANGU	7,1	57,1	1,3	2,5	9,21 x 10 ⁴	62,0

DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg O₂ L⁻¹); DQO: Demanda Química de Oxigênio (mg O₂ L⁻¹); N.A.: Nitrogênio Amoniacal (mg L⁻¹); Fosf.: Fosfato (mg L⁻¹); CT: Coliformes Termotolerantes (NMP 100 mL⁻¹); Turb.: Turbidez (UNT); SOLO: solo sem vegetação; BAMB: *Phyllostachys bambusoides*; AUREA: *Phyllostachys aurea*; ANGU: *Guadua angustifolia*.

Tabela 5 Média de eficiência percentual, índice de eficiência, agrupamento dos atributos no sistema de tratamento de esgoto em zona de raízes de fluxo subsuperficial vertical. Goiânia, GO. 2011.

Tratamento ¹	DBO (mg O ₂ L ⁻¹)			DQO (mg O ₂ L ⁻¹)			Fosfato (mg L ⁻¹)		
	Ef % ²	IEf ³		Ef %	IEf		Ef %	IEf	
SOLO	89,2	0,11	b	85,7	0,15	b	94,5	0,05	a
BAMB	90,0	0,10	b	83,2	0,17	b	87,0	0,13	b
AUREA	89,0	0,11	b	82,1	0,16	b	86,4	0,13	b
ANGU	98,3	0,02	a	97,1	0,03	a	98,4	0,02	a

Tratamento	Nitrogênio amoniacal (mg L ⁻¹)			Coliformes termotolerantes (NMP 100 mL ⁻¹)			Turbidez (UNT)		
	Ef %	IEf		Ef %	IEf		Ef %	IEf	
SOLO	95,3	0,05	a	71,9	0,28	ab	80,8	0,19	b
BAMB	86,3	0,14	b	49,0	0,49	b	80,2	0,20	b
AUREA	89,5	0,12	ab	60,3	0,39	b	85,0	0,15	ab
ANGU	98,2	0,01	a	92,0	0,08	a	96,6	0,03	a

¹SOLO: solo sem vegetação; BAMB: *Phyllostachys bambusoides*; AUREA: *Phyllostachys aurea*; ANGU: *Guadua angustifolia*. ²Ef %: Eficiência Percentual de remoção da carga poluidora; ³IEf: Índice de eficiência (carga saída/carga entrada). Médias seguidas por mesma letra na vertical não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

4.4.1 Potencial hidrogeniônico

O valor médio de pH na saída de cada leito não demonstrou variabilidade, permanecendo constante no decorrer do estudo. A resolução Conama n° 357/2005 estabelece como condições de lançamento de efluentes que o pH esteja entre 5 e 9, portanto, os resultados obtidos adequam-se ao exigido pela resolução.

Os valores médios de pH neste estudo variaram de 6,7 a 7,3 (esgoto bruto), sendo que os leitos com as espécies *P. aurea*, *P. bambusoides* e com apenas solo apresentaram valor médio de pH de 6,8 e no leito com *G. angustifolia* o pH médio foi de 6,7.

O pH de saída dos leitos foi menor do que o de entrada (7,3). Melo Jr. (2003) relata que o esgoto após passar pelo sistema de tratamento com plantas apresenta-se mais ácido (processo de acidogênese) como consequência das substâncias orgânicas geradas dentro dos leitos através dos ciclos de crescimento, morte e decomposição das macrófitas.

4.4.2 Demanda Química de Oxigênio

O valor médio geral de saída para DQO do efluente tratado com *G. angustifolia* foi de 57,1 mg O₂ L⁻¹; no tratamento com *P. aurea* foi de 54,0 mg O₂ L⁻¹; com *P. bambusoides* foi de 50,3 mg O₂ L⁻¹ e no leito com apenas solo foi de 38,1 mg O₂ L⁻¹ (Tabela 5). Esta comparação dos tanques vegetados com os não vegetados, em princípio, sugere que a vegetação reduz a eficiência do solo na remoção da DQO. Todavia, deve-se considerar que as plantas transpiram água do sistema, reduzindo o volume de saída, elevando a concentração. Por isso calcularam-se as eficiências de remoção da carga poluidora e não da concentração dos atributos.

A média percentual na remoção da carga da demanda química de oxigênio no leito com *G. angustifolia* foi de 97,1%, já no leito com *P. bambusoides* foi 83,2%, com *P. aurea* foi de 82,1% e no solo sem vegetação foi de 85,7%. O *G. angustifolia* foi mais eficiente que os demais tratamentos, que não diferiram entre si (Tabela 4, Figura 18). O solo apresentou tendência de melhor eficiência (embora não significativa) de remoção da DQO comparado com as plantas do gênero *Phyllostachys*, com remoção de 85,7%, que pode ser explicado pelo pequeno porte das plantas que não obtiveram elevadas taxas de evapotranspiração e, também, pela alta concentração de raízes, que podem ter induzido a formação de caminhos preferenciais do esgoto dentro do leito e impossibilitado uma melhor degradação da matéria orgânica pelos microrganismos, pelo menor tempo de contato.

Mendonça (2010) também verificou eficiência na remoção da DQO no tratamento com *Guadua angustifolia* superior a 90% em sistema de zonas de raízes com bambu, implantado numa indústria recicladora de papel, em Senador Canedo, GO. Almeida (2005) encontrou redução da DQO na ordem de 89,5% com a espécie taboa num sistema de fluxo subsuperficial descendente, em Goiânia, GO. Já Olijnyk et al. (2007) obtiveram eficiência na remoção da DQO entre 57% e 98% em zona de raízes no estado de Santa Catarina com *Zizanopsis bonariensis*, *Eleocharis interstincta* e *Eleocharis elegans*. Pitaluga (2011) obteve redução média percentual da DQO de 88,4%, em zona de raízes preenchida com areia e vegetada com a espécie *Hedychium coronarium* em Goiânia, GO.

O tratamento com *G. angustifolia* mostrou-se mais eficiente que os demais, desde o início do experimento. As eficiências dos demais tratamentos diminuíram até os

210 dias do início da aplicação do esgoto, crescendo até 90% aos 340 dias e voltaram a cair aos 390 dias (Figura 18).

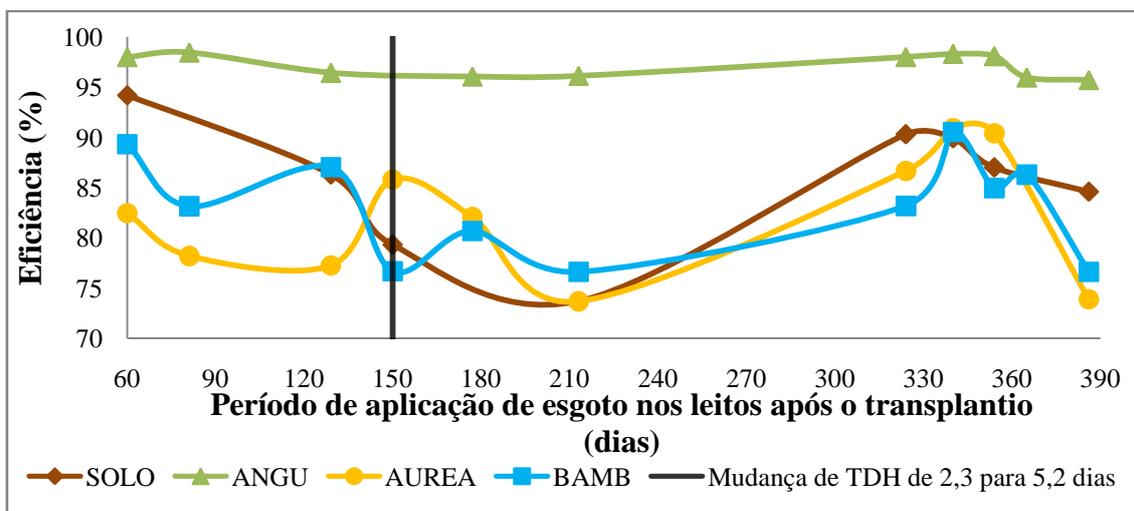


Figura 18 Evolução da eficiência na remoção da DQO nos leitos de tratamento com bambu entre 60 a 390 dias após o início da aplicação do esgoto. Goiânia, GO. 2011.

Até 150 dias o TDH foi de 2,3 dias e a partir daí passou para 5,2 dias. A espécie *G. angustifolia* mostrou resultados mais constantes, que persistiram, mesmo com a mudança do TDH, que não afetou sua eficiência.

4.4.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio

Durante todo o experimento, o valor médio de DBO do efluente tratado com *G. angustifolia* foi de 7,1 mg O₂ L⁻¹; no tratamento com *P. aurea* foi de 6,2 mg O₂ L⁻¹; com *P. bambusoides* 6,1 mg O₂ L⁻¹ e no leito com solo foi de 6,6 mg O₂ L⁻¹ (Tabela 4). Os valores observados encontram-se acima do limite estabelecido pela Resolução Conama nº 357 para lançamentos de efluentes em corpos receptores de Classe 2, cujo valor é de 5,0 mg O₂ L⁻¹ (CONAMA, 2005). Todavia, os valores são pouco superiores ao limite legal e, para elevar a concentração da DBO no corpo receptor acima do limite estabelecido pela legislação, o efluente necessitaria possuir uma vazão no mínimo superior à vazão do corpo receptor.

A média percentual na remoção da demanda bioquímica de oxigênio no leito com *G. angustifolia* foi de 98,3%, já no leito com *P. bambusoides* foi de 90,0%, com *P. aurea* foi de 89,0% e no leito não vegetado foi de 89,2%. O tratamento com o gênero *Guadua* foi mais eficiente que os demais, que não diferiram entre si.

O Decreto Estadual nº 1.745 (GOIÁS, 1979) indica padrões de emissão em cursos de água para DBO (60 mg L^{-1} no máximo) e redução da carga poluidora de 80% (no mínimo). Em todos os tratamentos deste estudo a remoção da DBO foi superior a 80% e a concentração de saída foi inferior a 10 mg L^{-1} , portanto, atendendo a resolução.

Mendonça (2010) observou uma remoção da DBO no tratamento de esgoto industrial por meio de zonas de raízes com *G. angustifolia* de 95,8%, em Senador Canedo, GO. Olijnyk et al. (2007) obtiveram eficiência entre 61% e 97%, em sistemas de zonas de raízes com leito filtrante composto de areia grossa, saibro, argila e casca de arroz, e vegetados com *Zizanopsis bonariensis*, *Eleocharis interstincta* e *Eleocharis elegans*, em Santa Catarina, SC. Já Zanella (2008) observou 88% de remoção da DBO em leitos preenchidos com anéis de bambu e vegetados com papiro, em Campinas, SP.

Pitaluga (2011) obteve valor de 96,4% na média percentual da redução da DBO no efluente tratado por meio de zonas de raízes preenchida com areia e vegetada com a espécie *Hedychium coronarium*, em Goiânia, GO. Em Abrantes (2009) a média percentual na redução da DBO foi de 72,7% no tratamento de esgoto sanitário em alagados construídos, de fluxo subsuperficial vertical ascendente e descendente com utilização de taboa e caniço, em Goiânia, GO.

As eficiências dos tratamentos na remoção da DBO foram bastante variáveis até os 150 dias do início da aplicação do esgoto, mas, a partir de então, aumentaram e se aproximaram de uma média superior a 90%, aos 300 dias, o que pode ser atribuído ao amadurecimento do sistema e, também, ao aumento do TDH. Conforme as plantas adaptaram-se ao sistema, a remoção da DBO cresceu (Figura 19). O tratamento com *G. angustifolia* mostrou-se mais eficiente que os demais, desde o início das análises.

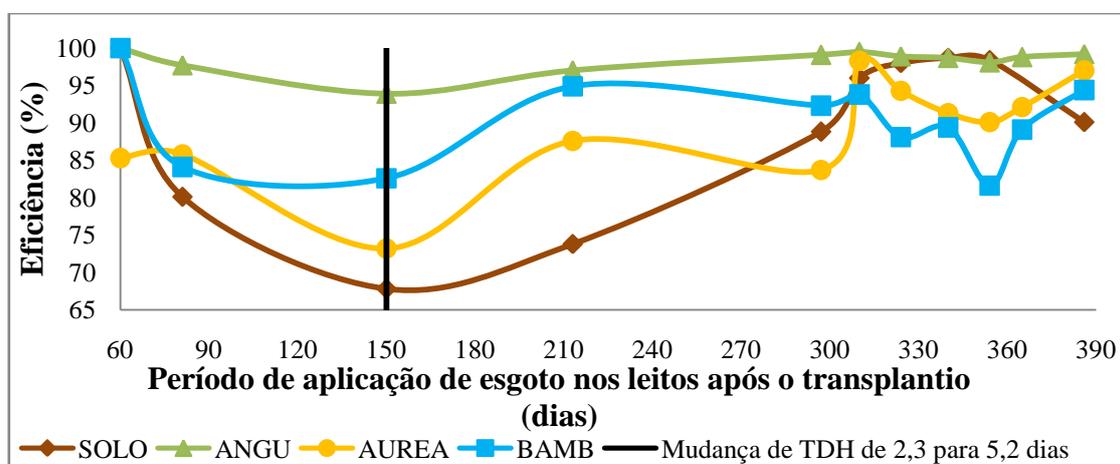


Figura 19 Evolução da eficiência na remoção da DBO nos leitos de tratamento com bambu entre 60 a 390 dias após o início da aplicação do esgoto. Goiânia, GO. 2011.

4.4.4 Fosfato

O valor médio geral de saída de fosfato foi de $1,3 \text{ mg L}^{-1}$ para *G. angustifolia*; $1,6 \text{ mg L}^{-1}$ para *P. bambusoides*; $1,7 \text{ mg L}^{-1}$ para *P. aurea* e $0,7 \text{ mg L}^{-1}$ para o solo não vegetado (Tabela 4). A resolução Conama nº 357 (CONAMA, 2005) não faz referência aos limites dos teores de fosfato nos efluentes. A média da remoção percentual de fosfato foi de 98,4% em *G. angustifolia* e 94,5% no solo não vegetado (Tabela 5). Estes dois tratamentos não diferiram entre si e foram mais eficientes que os demais, que também não diferiram entre si. *P. bambusoides* removeu 87,0% do fosfato e *P. aurea* removeu 86,4%. Este comportamento (dois mais eficientes e dois menos eficientes) manteve-se desde o início da aplicação do esgoto sanitário nos leitos (Figura 20).

Experimentos realizados por Brix (1987) na Dinamarca revelaram uma faixa de remoção de fósforo total (P-total) de 11% a 94%. Os solos caracterizados com altos teores de matéria orgânica mostraram que a adsorção de substâncias húmicas e fúlvicas na rizosfera foi extremamente importante para remoção do fósforo.

A redução média percentual de fósforo total encontrada por Pitaluga (2011) foi de 93,9% em zona de raízes preenchida com areia e vegetada com a espécie *Hedychium coronarium*, em Goiânia, GO.

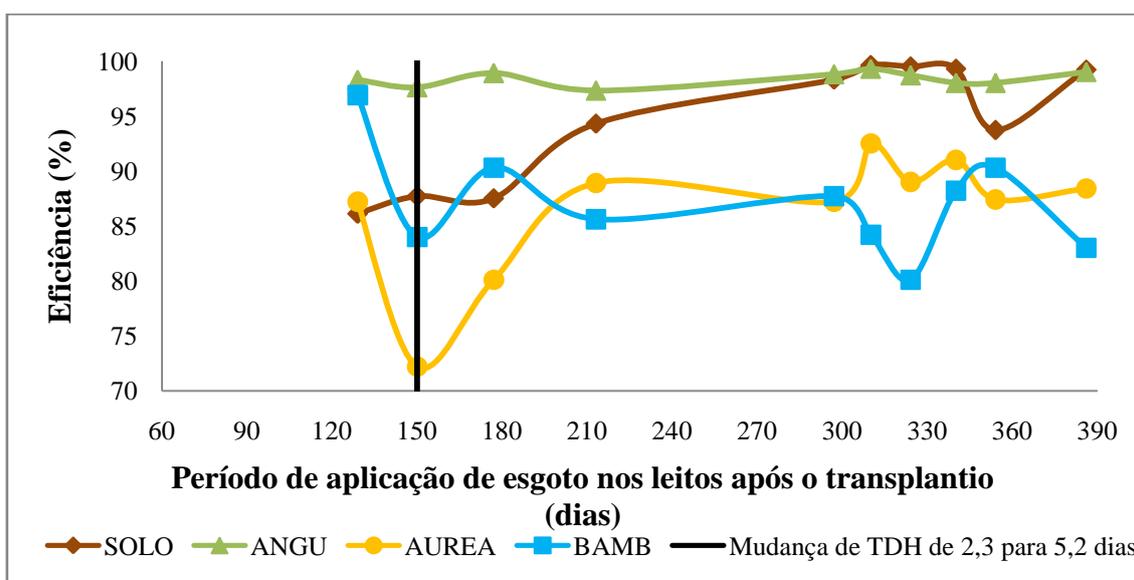


Figura 20 Evolução da eficiência na remoção de fosfato nos leitos de tratamento com bambu entre 60 a 390 dias após o início da aplicação do esgoto. Goiânia, GO. 2011.

4.4.5 Nitrogênio Amoniacal

As médias percentuais na redução de nitrogênio amoniacal foram de 95,3% no leito com solo; 86,3% nos leitos vegetados com *P. bambusoides*; 89,5% nos leitos com *P. aurea* e 98,2% no leito vegetado com *G. angustifolia* (Tabela 5).

A concentração média geral do nitrogênio amoniacal na saída do tratamento com solo foi a menor (1,3 mg L⁻¹). No leito com a espécie *P. bambusoides* foi de 3,4 mg L⁻¹, com a espécie *P. aurea* chegou a 2,6 mg L⁻¹ e 2,5 mg L⁻¹ no leito com a espécie *G. angustifolia*. As concentrações de nitrogênio amoniacal nos efluentes dos tratamentos atenderam ao disposto na Resolução Conama n° 357 (CONAMA, 2005), que estabelece o limite de 20 mg L⁻¹ para efluentes de estações de tratamento de esgoto. Ao considerar que tal resolução foi alterada pela de n° 397 (CONAMA, 2008), que desobriga os efluentes de esgotos sanitários de atender ao limite para o nitrogênio amoniacal, não é mais necessário considerar a concentração de nitrogênio amoniacal do efluente.

Experiências realizadas na Dinamarca mostraram a remoção de nitrogênio (N-total) que variava entre 10% e 88%. A remoção eficiente depende principalmente da composição dos solos e do grau de escoamento superficial nos leitos das zonas de raízes (BRIX, 1987). Neste estudo verificou-se remoção do nitrogênio com variação entre 86% e 98%. No estudo de Pitaluga (2011) houve redução média percentual do nitrogênio amoniacal de 58,2% na zona de raízes preenchida com areia; 58,3% na zona de raízes preenchida com brita # 0 e 59,5% na zona de raízes preenchida com substrato brita # 1, todas vegetadas com a espécie *Hedychium coronarium*, em Goiânia, GO

Chagas (2008) obteve eficiência de 52,36% na remoção de nitrogênio total (N-total) em sistemas de alagados construídos cultivados com lírio amarelo (*Hemerocallis flava* L.) na remoção de poluentes do efluente doméstico, em Viçosa, MG, com TDH de 3,9 dias. Almeida (2005) obteve num sistema de tratamento do tipo zona de raízes com fluxo subsuperficial descendente vegetado com lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium* J. König) uma eficiência na redução do teor de nitrogênio amoniacal de 53,46%, Goiânia-GO.

A eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal pode ser explicada pela transferência de oxigênio da atmosfera para o tratamento através das raízes das plantas, sendo que este oxigênio é utilizado pelas bactérias nitrificantes para oxidar o nitrogênio amoniacal durante a nitrificação (ABRANTES, 2009; MENDONÇA; 2010). Mendonça (2010) observou uma eficiência média de 92,13% para o tratamento de esgoto industrial

em solo vegetado com *G. angustifolia*. O autor sugere que o resultado seja consequência da transferência do oxigênio para o solo através das raízes das plantas. Neste estudo isso não ficou muito evidente, uma vez que o solo sem vegetação foi mais eficiente ou tão eficiente quanto os tratamentos com plantas de bambu (Tabela 5).

As eficiências na remoção do nitrogênio amoniacal foram bastante elevadas aos 60 dias do início da aplicação do esgoto nos leitos de tratamento. No entanto, reduziram drasticamente por volta dos 180 dias, permaneceram baixas até os 300 dias quando voltaram a crescer e ficaram todas acima de 90%. O tratamento com *G. angustifolia* mais uma vez constituiu-se em exceção, mantendo uma eficiência acima de 95%, desde o início da aplicação do esgoto (Figura 21).

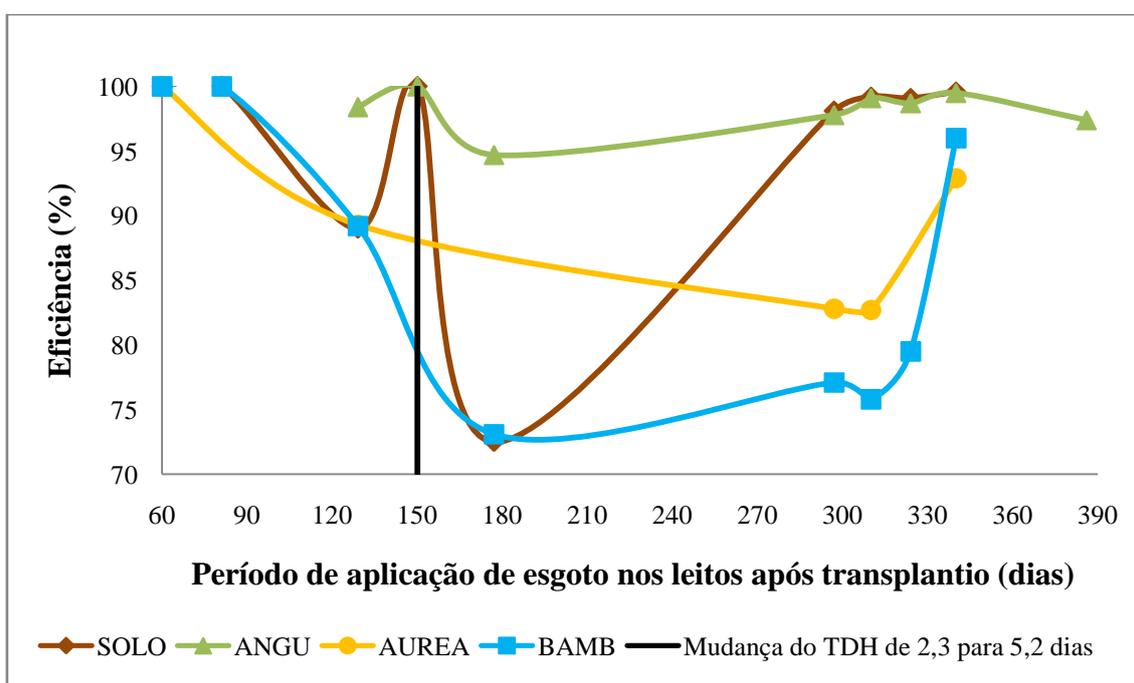


Figura 21 Evolução da eficiência na remoção do Nitrogênio Amoniacal nos leitos de tratamento com bambu entre 60 a 390 dias após o início da aplicação de esgoto. Goiânia, GO. 2011.

4.4.6 Coliformes Termotolerantes

O valor médio de saída de coliformes termotolerantes foi de $9,21 \times 10^4$ NMP 100 mL^{-1} para *G. angustifolia*; $8,18 \times 10^4$ NMP 100 mL^{-1} para *P. bambusoides*; $5,88 \times 10^4$ NMP 100 mL^{-1} para *P. aurea* e $4,78 \times 10^4$ NMP 100 mL^{-1} para o solo não vegetado (Tabela 5). A resolução Conama nº 357 (CONAMA, 2005) determina que não deve ser excedido um limite de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros, em 80% ou

mais de pelo menos seis amostras de água coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral, em corpos receptores de classe 2.

A média percentual de remoção de coliformes foi de 92,0% em *G. angustifolia*; 49,0% em *P. bambusoides*; 60,3% *P. aurea* e 71,96% no solo não vegetado (Tabela 5). Os melhores tratamentos na redução deste atributo foram os leitos com *Guadua* e somente solo, embora este último não tenha diferido estatisticamente dos demais.

As eficiências dos tratamentos oscilaram bastante ao longo do tempo, com picos mínimos aos 120 e 300 dias após o início da aplicação de esgoto e picos de máxima eficiência aos 180 e 360 dias, aproximadamente (Figura 22); exceto para o tratamento com *G. angustifolia*, que manteve sua eficiência em cerca de 90% durante todo o período do experimento.

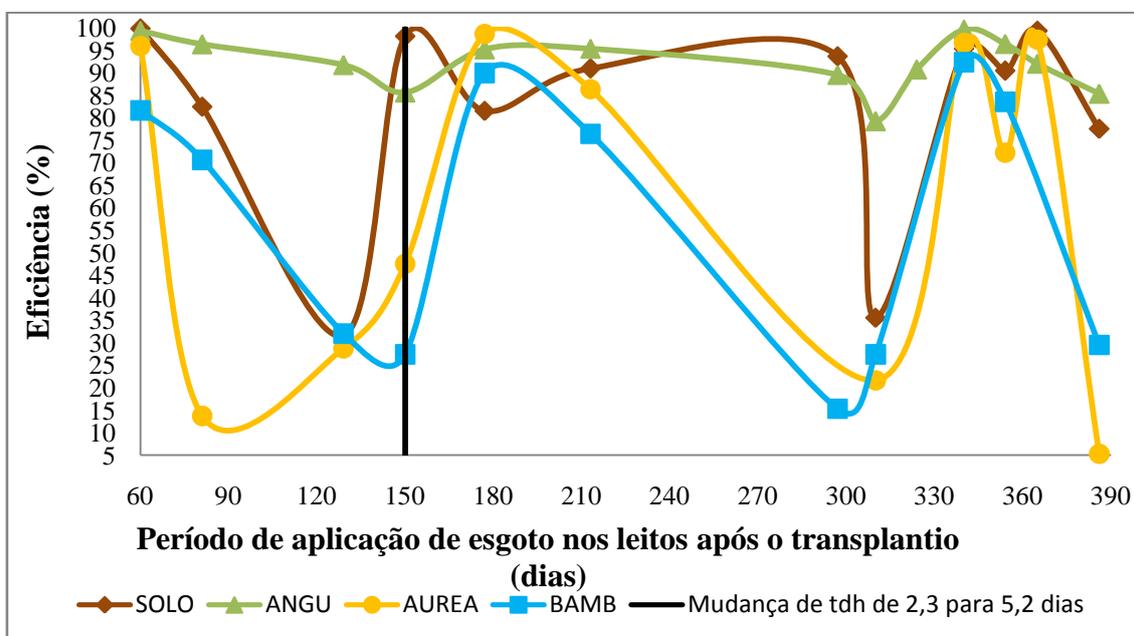


Figura 22 Evolução da eficiência na remoção de coliformes termotolerantes nos leitos de tratamento com bambu entre 60 a 390 dias após o início da aplicação do esgoto. Goiânia, GO. 2011.

Pitaluga (2011) obteve uma redução média percentual de coliformes termotolerantes de 99,6% em zona de raízes com substrato composto por areia; 99,6% nas zonas de raízes preenchidas com brita #0 e 98,9% em zonas de raízes com substrato brita #1, todas vegetadas com a espécie *Hedychium coronarium*, em Goiânia, GO.

4.5 REMOÇÃO DOS ATRIBUTOS EM RELAÇÃO AOS DIFERENTES TDH ANALISADOS

As médias de eficiência percentual dos tratamentos na remoção dos atributos do esgoto sanitário para os tempos de detenção hidráulica de 2,3 e 5,2 dias são apresentadas na Tabela 6.

Tabela 6 Efeito¹ do TDH na eficiência dos tratamentos na remoção da carga dos atributos do esgoto sanitário num sistema de tratamento por zona de raízes com plantas de bambu.

TDH de 2,3 dias					
Tratamento	DBO	DQO	FOSF	NA	CT
SOLO	82,61	86,59	86,91	97,25	77,93
BAMB	88,92	84,05	90,41	96,41	52,90
AUREA	81,43	80,93	79,73	94,67	46,46
ANGU	97,20	97,64	97,92	99,19	93,21
MÉDIA	82,61 b	87,30 a	88,74 b	96,88 a	67,62 a
TDH de 5,2 dias					
Tratamento	DBO	DQO	FOSF	NA	CT
SOLO	91,98	85,14	96,42	93,68	69,16
BAMB	90,44	82,70	86,16	80,30	46,99
AUREA	91,80	82,93	88,06	86,11	68,27
ANGU	98,65	96,91	98,51	97,87	91,47
MÉDIA	93,22 a	86,92 a	92,29 a	89,49 b	68,97 a

DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO: Demanda Química de Oxigênio; NA: Nitrogênio Amoniacal; FOSF: Fosfato; CT: Coliformes Termotolerantes; SOLO: solo sem vegetação; BAMB: *Phyllostachys bambusoides*; AUREA: *Phyllostachys aurea*; ANGU: *Guadua angustifolia* ¹Médias seguidas por mesma letra na vertical não diferem entre si pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade.

O TDH de 5,2 dias mostrou-se melhor para a remoção da DBO e do fosfato que 2,3 dias. O maior tempo de fato ajuda na degradação da matéria orgânica no sistema. Já a remoção do nitrogênio amoniacal foi maior no TDH menor. A remoção de coliformes termotolerantes e da DQO não foi influenciada pela mudança do TDH.

De forma geral, observa-se que alteração dos TDHs não resultou em alterações expressivas nas eficiências de remoção das cargas poluidoras do esgoto sanitário. Isso sugere a necessidade de realizar novos estudos com vistas a se avaliar os melhores tempos de detenção hidráulica para o sistema. Normalmente, os autores afirmam em seus trabalhos que melhores eficiências poderiam ser conseguidas caso o TDH fosse maior.

5 CONCLUSÕES

As plantas de bambu das espécies *Guadua angustifolia* e *Phyllostachys bambusoides* submetidas a aplicações de esgoto sanitário desenvolveram-se normalmente, enquanto as plantas da espécie *Phyllostachys aurea* mostraram-se sensíveis à aplicação de esgoto e apresentou a morte de algumas plantas.

A espécie *Guadua angustifolia* de maneira geral apresentou maior eficiência na remoção da carga poluidora de todos os atributos físico-químicos estudados.

O efluente resultante do tratamento com bambu em zona de raízes atenderam à legislação brasileira para disposição em corpos hídricos de classe 2.

Houve maior remoção de DBO e de fosfato para o TDH de 5,2 dias, já o TDH de 2,3 dias foi melhor para a remoção de nitrogênio amoniacal. A remoção de coliformes termotolerantes e da DQO não foi influenciada pelos diferentes TDHs.

6 REFERÊNCIAS

- ABRANTES, L. L. M. **Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos utilizando *Typha angustifolia* e *Phragmites australis***. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente)-Escola de Engenharia Civil, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2009. 140 p.
- AKIRA, A.; SAKUMA, A. C.; DAMBISKI, L.; MORETTI, T. V. **Dossiê técnico: bambu**. Curitiba: Instituto de tecnologia do Paraná – TECPAR, 2007. 21 p. Disponível em: <<http://sbrt.ibict.br/dossie-tecnico/downloadsDT/MTYw>>. Acesso em: 17 jun. 2011.
- ALESSANDRETTI, T.; RABELO, A. P. B.; SOLER, J. G. M. Comparação do potencial de remoção de metais pesados por meio de adsorção usando algas e aguapés. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUÍMICA EM INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 6., 2005, Campinas. **Resumos...** Campinas: UNICAMP, 2005. p. 1-6. Disponível em: <<http://www.feq.unicamp.br/~cobeqic/tEa40.pdf>>. Acesso em: 17 jun. 2010.
- ALMEIDA, R. A. **Substratos e plantas no tratamento de esgoto por zona de raízes**. Tese (Doutorado em Agronomia: Produção Vegetal)-Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2005. 108 p.
- ALMEIDA, R. A.; ALMEIDA, N. A. M. Remoção de coliformes do esgoto por meio de espécies vegetais. **Revista eletrônica de enfermagem**, Goiânia, GO, v. 07, n. 03, p. 306-317, 2005. Disponível em: <<http://www.fen.ufg.br>>. Acesso em: 01 set. 2009.
- ALMEIDA, R. A.; OLIVEIRA, L. F. C., KLIEMANN, H. J. Eficiência de espécies vegetais na purificação de esgoto sanitário. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, GO, v. 37, n. 1, p. 01-09, 2007. Disponível em: <<http://www.revistas.ufg.br/index.php/pat/article/viewFile/1839/1751>>. Acesso em: 05 mar. 2010.
- APHA, **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. 18^oed, Washington, 1992.
- AZZINI, A.; CIARAMELLO, D.; SALGADO, A. L. B. **Velocidade de crescimento dos colmos de algumas espécies de bambu**. Campinas: IAC, S.P. 1981.
- BARROS, A. C. A. **Estudo sobre potencial de bambu *Guadua angustifolia* Kunz. para a fitorremediação dos metais pesados zinco e cádmio**. Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2007. Disponível em: <http://bdtd.ufal.br/tde_busca/arquivo.php?codArquivo=376>. Acesso em: 29 jan. 2010.
- BERGAMIN FILHO, A; KIMATI, H.; AMORIM, L. **Manual de fitopatologia**. 3.ed. São Paulo: Agronômica Ceres, v 1 Princípios e conceitos, 1995. 919 p.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T. Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial. **Engenharia sanitária e ambiental**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 03, p. 323-328, jul. 2008. Disponível em: <http://www.abes-dn.org.br/publicacoes/engenharia/resaonline/v13n03/_ArtigoTecnico-104_07.pdf>. Acesso em: 23 jun. 2009.

BRITO, J. O.; TOMAZELLO, M.; SALGADO, A. L. B. Produção e caracterização do carvão vegetal de espécies e variedades de bambu. **IPEF**, Piracicaba, SP, n. 36, p. 13-17, ago. 1987. Disponível em: <<http://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr36/cap02.pdf>>. Acesso em: 20 jan. 2009.

BRIX, H.; ARIAS, C. A. Danish guidelines for small-scale constructed wetland systems for onsite treatment of domestic sewage. **Water Science and Technology**, [England] v. 51, n. 09, p. 01-09, 2005. In : 9Th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, set. 2004, Avignon, France, p. 01-08. Disponível em: <http://mit.biology.au.dk/~biohbn/hansbrix/pdf_files/Avignon%202004%201_8.pdf>. Acesso em: 18 nov. 2009.

BRIX, H. Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants – the root-zone method. **Water Science and Technology**, Great Britain, v. 19, p. 107-118, 1987.

_____. Functions of macrophytes in constructed wetlands. **Water Science and Technology**, Great Britain, v. 29, n. 04, p. 71-78, 1994.

_____. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Water Science and Technology**, Great Britain, v. 35, n. 05, p. 11-17, 1997.

BURCHELL, M. R.; SKAGGS, R. W.; LEE, C. R.; BROOME, S.; CHESCHEIR, G. M.; OSBORNE, J. Substrate organic matter to improve nitrate removal in surface-flow constructed wetlands. **Journal of Environmental Quality**, Madison, WI, USA, v. 36, p. 194-207, 2007. Disponível em: <<http://jeq.sci journals.org/cgi/content/full/36/1/194>>. Acesso em: 25 jul. 2009.

CAMARGO, S. A. R. Filtro anaeróbio com enchimento de bambu para tratamento de esgotos sanitários: avaliação da partida e operação. **Biblioteca digital da UNICAMP**, Campinas, SP, 2000. Disponível em: <<http://libdigi.unicamp.br/document/?code=vtls000219042>>. Acesso em: 23 jun. 2009.

CHAGAS, R. C. **Utilização de lírio amarelo (*Hemerocallis flava*) em sistemas alagados construídos para tratamento de esgoto doméstico**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008. 66 p.

COLEMAN, J.; HENCH, K. GARBUTT, K.; SEXSTONE, A.; BISSONNETTE, G.; SKOUSEN, J. Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands. **Water, air, and soil pollution**, USA, v. 128, p. 283-295, 2001. Disponível em: <<http://www.springerlink.com.w10051.dotlib.com.br/content/n8w217144210657t/fulltext.pdf>>. Acesso em: 31 jul. 2009.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº357, 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. **Publicada no DOU**, Brasília, DF, n. 53, Seção 01, páginas 58-63, 18 de março de 2005.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº397, de 03 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. **Publicada no DOU**, Brasília, DF, n. 66, Seção 01, páginas 68-69, 03 de abril de 2008. Disponível em:

<<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 22 fev. 2010.

COSTA, L. L.; CEBALLOS, B. S. O.; MEIRA, C. M. B. S.; CAVALCANTI, M. L. F. Eficiência de *wetlands* construídos com dez dias de retenção hidráulica na remoção de colifagos e bacteriófagos. **Revista biológica e ciências da terra**, Paraíba, Editora da Universidade Estadual do Paraíba, v. 03, n. 01, 2003.

DE VOS, J. Potential of bamboo in phytoremediation: the portuguese technology. In: VII WORLD BAMBOO CONGRESS, 2004, New Delhi, Índia. **Anais...**New Delhi, Índia: 2004, p. 01-02. Disponível em:

<http://www.emissionizero.net/Joris_de_Vos_1.htmL>. Acesso em: 29 jan. 2010.

DINARDI, A. L.; FORMAGI, V. M.; CONEGLIAN, C. M. R.; BRITO, N. N.; DRAGONI, G.; TONSO, S.; PELEGRINI, R. **Fitorremediação**. In: III FÓRUM DE ESTUDOS CONTÁBEIS, Faculdades Integradas Claretianas, 2003, Rio Claro, SP.

ESAU, K. **Anatomia das plantas com sementes**. Tradução Berta Lange de Morretes. São Paulo: Edgard Blucher, ed. da Universidade de São Paulo, p. 224-225, 1974.

ESCOLA DE AGRONOMIA E ENGENHARIA DE ALIMENTOS. **Boletim meteorológico anual 2010**. Disponível em:

<<http://www.agro.ufg.br/uploads/files/67/NORMPROVISORIAS2005-2010.pdf>>. Acesso em: 09 jul. 2011.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência. 1998. 226 p.

FANNIN, C. A.; SPRAGGS, R. E.; DANES, P.; MORTIMER, R. J. G. Wetland system for primary treatment of landfill leachate. **Waste and Resource Management**, USA, v. 162, p. 75-83, 2009. Disponível em: <<http://www.atypon-link.com/doi/pdf/10.1680/warm.2009.162.2.75?cookieSet=1>>. Acesso em: 31 jul. 2009.

FARAHBAKSHAZAD, N.; MORRISON, G. M.; SALATI FILHO, E. Nutrient removal in a vertical upflow wetland in Piracicaba, Brazil. **Jstor/Ambio**, USA, v. 29, n. 02, p. 74-77, 2000. Disponível em: <http://www.jstor.org/pss/4315002>. Acesso em: 27 jul. 2009.

FAULWETTER, J. L.; GAGNON, V.; SUNDBERG, C.; CHAZARENC, F.; BURR, M. D.; BRISSON, J.; CAMPER, A. K.; STEIN, O. R. Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: a review. **Ecological Engineering**, [Bozeman], USA, v. 35, p. 987-1004, 2009.

FIGUEIREDO, C. C.; SANTOS, G. G.; PEREIRA, S.; NASCIMENTO, J. L.; ALVES JÚNIOR, J. Propriedades físico-hídricas em latossolo do cerrado sob diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 13, n. 02, mar. 2009. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1415-43662009000200006&script=sci_arttext>. Acesso em: 19 abr. 2010.

FINLAYSON, C. M.; LOWRY, J., BELLIO, M. G.; NOU, S.; PIDGEON, R.; WALDEN, D.; HUMPHREY, C; FOX, G. Biodiversity of the wetlands of the Kakadu region, northern Australia. **Aquatic Sciences**, Eawag, Dubendorf, v. 68, p. 374-399, 2006.

GOIÁS. Decreto Estadual nº1745, de 06 de dezembro de 1979. Dispõe sobre a prevenção e controle da poluição do meio ambiente. **Agência Ambiental de Goiás, Governo do Estado de Goiás**, GO, 06 de dez. 1979. Disponível em: <http://www.agenciaambiental.go.gov.br/site/legislacao/01_legis_decre_estad_1745.php>. Acesso em: 25 fev. 2010.

GOPAL, B.. Perspectives on wetland science, application and policy **Hydrobiologia/Soringerlink**, Kluwer Academic Publishers, [Netherlands], v. 490, p. 01-10, 2003. Disponível em: <<http://www.springerlink.com.w10051.dotlib.com.br/content/n324131u1120h683/fulltext.pdf>>. Acesso em: 31 jul. 2009.

JASPER, S. P.; BIAGGIONI, M. A. M.; LOPES, A. B. C. Análise de custo de dois sistemas naturais de tratamento de água residuária na suinocultura. **Revista Energia Agrícola**. Botucatu, n. 01, v. 22, p. 112-114, 2007. Disponível em: <http://www.fca.unesp.br/cd_revista_energia_vol9/vol22n12007/artigos/Samir%20Paulo%20Jasper%20-%20figura.pdf>. Acesso em: 23 jul. 2009.

JESPERSON, K. Reed beds: a different way to treat biosolids. **Small Flows Magazine**, Morgantown, WV, v. 12, n. 4, 1998. Disponível em: <<http://www.p2pays.org/ref/21/20847.pdf>>. Acesso em: 22 jun. 2011.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 5. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 940 p.

KANTAWANICHKUL, S.; KLADPRASERT, S.; BRIX, H. Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetlands planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus involucratus*. **Ecological Engineering**.USA, v. 35, n. 02, p. 238-247, 2009.

KICKUTH, R. Processo de tratamento rizosférico segundo o professor Kickuth. In: 4º Congresso da água, mar. 1998, Lisboa. **Anais eletrônicos...** Lisboa, [ca. 1998]. Disponível em: <<http://www.aprh.pt/congressoagua98/files/com/122.pdf>>. Acesso em: set. 2009.

LEITE, V. D.; ATHAYDE JUNIOR, G. B.; SOUSA, J. T.; LOPES, W. S.; PRASAD, S.; SILVA, S. A. Tratamento de águas residuárias em lagoas de estabilização para aplicação na fertirrigação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, v. 09 (suplemento), p. 71-75, 2005. Disponível em: <http://www.agriambi.com.br/revista/suplemento/index_arquivos/PDF/071.pdf?script=sci_pdf%C0%03d=S1415-43662005000400003&lng=en&nrm=iso&tlng=pt>. Acesso em: 04 jul., 2009.

LEMES, J. L. V.; SCHIRMER, W. N.; CALDEIRA, M. V. W.; KAICK, T. V.; ABEL, O.; BÁRBARA, R. R. Tratamento de esgoto por meio de zona de raízes em comunidade rural. **Revista Acadêmica de Ciências Agrárias e Ambientais**, Curitiba, Pontifícia Universidade Católica do Paraná-PR, Ed. Champagnat, v. 06, n. 02, p. 169-179, abr./jun. 2008. Disponível em: <www2.pucpr.br/reol/index.php/ACADEMICA?dd1=2392>. Acesso em: 24 jul. 2009.

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

LOBATO, E. J. V. **Climatologia agrícola**. Apostila da disciplina de Climatologia agrícola da Escola de Agronomia da UFG, Goiânia, v. 02, 2007.

LORENZI, H; SOUZA, H. M. **Plantas ornamentais no Brasil**: arbustivas, herbáceas e trepadeiras. 3 ed. São Paulo: Nova Odessa, Instituto Plantarum, 2001.

MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; CAMPOS, J. C.; RITTER, E. *Wetlands* para tratamento de lixiviados de aterros sanitários – experiências no aterro sanitário de Piraí e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ). **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 02, p. 108-112, abr/jul, 2006. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522006000200002>. Acesso em: 04 jul., 2009.

MANSOR, M. T. C. **Uso de leito de macrófitas no tratamento de águas residuárias**. Biblioteca da área de engenharia – BAE/ UNICAMP, Campinas, SP, 1998.

MAZZOLA, M. **Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbico compartimentado**. Biblioteca digital da UNICAMP, Campinas, SP, 2003. Disponível em: <<http://libdigi.unicamp.br/document/?code=vtls000299332>>. Acesso em: 05 ago. 2009.

MELLO, V. S.; TRAJANO, M. F.; OLIVEIRA, D. F.; SOUSA, A. A. P. Monitoramento do desempenho operacional da estação de tratamento efluentes líquidos numa indústria têxtil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE QUÍMICA, 48, 2008, Rio de Janeiro. **Resumos...** Rio de Janeiro: Química na Proteção do Meio Ambiente e à

Saúde, 2008, ref.142. Disponível em: <<http://www.abq.org.br/cbq/2008/trabalhos/5/5-142-4567.htm>>. Acesso em: 23 jul. 2009.

MELO JÚNIOR, A. S. **Dinâmica da remoção de nutrientes em alagados construídos com *Typha sp.*** Biblioteca digital da UNICAMP, Campinas, SP, 2003. Disponível em: <<http://libdigi.unicamp.br/document/?code=vtls000365874>>. Acesso em: set. 2009.

MENDONÇA, E. A. **Disposição de efluente de tratamento de esgoto industrial em solo vegetado com bambu.** Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente)-Escola de Engenharia Civil, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2010. 127 p.

MORARI, F.; GIARDINI, L. Municipal wastewater treatment with vertical flow constructed wetlands for irrigation reuse. **Ecological Engineering**, USA, v. 35, p. 643-653, 2009.

OLIJNYK, D. P.; SEZERINO, P. H.; FENELON, F. R.; PANCERI, B.; PHILIPPI, L. S. Sistemas de tratamento de esgoto por zonas de raízes: análise comparativa de sistemas instalados no estado de Santa Catarina. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24, 2007, Belo Horizonte. **Resumos...** Belo Horizonte, MG: ABES, 2007, ref. II-302. Disponível em: <http://www.gesad.ufsc.br/download/II_302.pdf>. Acesso em: 02 set. 2009.

OLIVEIRA JÚNIOR, J. P.; CORRECHEL, V.; CUNHA, P. P.; LEANDRO, W. M.; GOGATO, G.; DEL'ACQUA, B. M. Efeito de palhadas de cobertura em atributos químicos do solo cultivado com algodoeiro em Goiânia, Goiás. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ALGODÃO, 5., 2005, Salvador, BA. **Anais...** Salvador, BA: EMBRAPA, 2005. Disponível em: <http://www.cnpa.embrapa.br/produtos/algodao/publicacoes/trabalhos_cba5/410.pdf>. Acesso em: 19 abr. 2010.

PEREIRA, M. A. R. **Bambu, espécies características & aplicações.** UNESP/CAMPUS DE BAURU, 2001. 58 p.

PITALUGA, D. P. S. **Avaliação de diferentes substratos no tratamento de esgoto sanitário por zona de raízes.** Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente)-Escola de Engenharia Civil, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2011. 133 p.

PHILIPPI, L. S.; COSTA, R. H. R.; SEZERINO, P. H. Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 6, set./out. 1998, Águas de São Pedro, SP. **Resumos...** Águas de São Pedro, SP: UNESP, 1998, p. 670-679. Disponível em: <<http://www.ens.ufsc.br/~gesad/download/Philippi%20et%20al.%20-%20Water%20Research.pdf>>. Acesso em: 02 fev. 2010.

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.

PHYLLOSTACHYS bambusoides. Disponível em:
<<http://www.bamboogarden.com/Phyllostachys%20bambusoides.htm>>. Acesso em: 08 ago. 2011a.

PHYLLOSTACHYS bambusoides. Disponível em:
<<http://www.inbar.int/publication/txt/tr17/Phyllostachys/Phyllostachys%20bambusoides.htm>>. Acesso em: 08 ago. 2011b.

PRESZNHUK, R. A. O.; VAN KAICK, T. S.; CASAGRANDE JR, E. F.; UMEZAWA, H. A. **Tecnologia apropriada e saneamento: análise de eficiência de estações de tratamento de esgoto por meio de zonas de raízes.** [S.I], [ca. 2002]. Disponível em:
<http://www.hmc.com.br/download/tecnologia_apropriada_e.pdf>. Acesso em: 02 fev. 2010.

REDDY, K. R.; KADLEC, R. H.; FLAIG, E., GALE, P. M. Phosphorus retention in streams and wetlands: a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, London, Europe v. 29, n. 01, p. 83-146, 1999. Disponível em:
<http://pdfserve.informaworld.com/285979__727072749.pdf>. Acesso em: 24 jul. 2009.

SALATI JÚNIOR, E.; SALATI, E; SALATI, E. Wetland projects developed in Brazil. **Water Science and Technology**, Great Britain, v. 40, n. 03, p. 19-25, 1999.

SALATTI, E. Utilização de sistemas de *wetlands* construídas para tratamento de águas. In: CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA EM CIÊNCIAS AGRÁRIAS, BIOLÓGICAS E AMBIENTAIS, 1., nov. 2003, São Paulo. **Resumo...** São Paulo: O biológico, 2003, v. 65, n. 01/2, p. 113-116. Disponível em:
<http://www.biologico.sp.gov.br/docs/bio/v65_1_2/salatti.pdf>. Acesso em: 02 fev. 2010.

SANTOS, H. G.; FIDALGO, E. C. C.; COELHO, M. R.; ÁGLIO, M. L. D. **Cultivo do arroz de terras altas no estado de Mato Grosso.** Embrapa arroz e feijão. Mato Grosso, v. 7, set. 2007. Disponível em:
<<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Arroz/ArrozTerrasAltasMatoGrosso/solos.htm#1vd>>. Acesso em: 09 ago. 2011.

SANTOS, R. M. F. **Pós-tratamento de esgoto:** sistema sequencial de leitos cultivados (constructed wetlands) vertical e horizontal. Campinas: UNICAMP, 2009. 156p. Disponível em: <<http://libdigi.unicamp.br/document/?code=000442950>>. Acesso em: 10 jun. 2010.

SCHARF, A. K.; FRANCISCO, B. R.; COELHO, F. S.; MARCON, H. C. **Wetlands:** uma alternativa para disposição de efluentes pluviais. Universidade Estadual de Londrina, PR. Centro de Tecnologia e Urbanismo, 2006. Disponível em:
<http://www2.uel.br/pessoal/amanthea/ctu/arquivos/seminarios/6.wetlands_m02_06.pdf>. Acesso em: set. 2009.

SEPÚLVEDA, I. C.; RODRIGUEZ, J. A.; GARCIA, J. C. **Beneficios ambientales de la Guadua angustifolia Kunth en la protección del suelo en el eje cafetero colombiano.** SIMPOSIO INTERNACIONAL GUADUA. Pereira, Colombia, 2004.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical.** Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina/UFSC, 2006. 171p. Disponível em: < <http://www.tede.ufsc.br/teses/PGEA0245.pdf> >. Acesso em: 17 jun. 2010.

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. In: CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande, MS. **Resumos...** Campo Grande, MS: ABES, 2005. p. 01-11, ref. II-348. Disponível em: <<http://www.ens.ufsc.br/~gesad/download/II-348%20Pablo%20WH.pdf>>. Acesso em: 02 fev. 2010.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; GOTARDO, J. T.; PETERS, M. R.; QUEIROZ, A.; OLIJNYK, D. P.; LAPOLLI, F. R.; PHILIPPI, L. S. Sistemas naturais para o tratamento descentralizado de esgoto nos municípios da grande Florianópolis/SC – ferramenta para o desenvolvimento regional sustentável. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA EM RESÍDUOS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, 2004, Florianópolis, SC. **Resumos...** Florianópolis, SC: ICTR, 2004. Disponível em: <<http://www.gesad.ufsc.br/download/Sezerino%20et%20al.%20-%20ICTR%202004.pdf>>. Acesso em: 24 jul. 2009.

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

SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S. **Tratamento de esgotos utilizando o potencial solo-planta.** [S. I.], [ca. 1998] Disponível em: <<http://www.gari.portoamazonas.net/tratamento%20de%20esgoto%20com%20plantas.pdf>>. Acesso em: set. 2009.

SIKORA, F. J.; TONG, Z.; BEHRENDTS, L. L.; STEINBERG, S. L.; COONROD, H. S. Ammonium removal in constructed wetlands with recirculating subsurface flow: removal rates and mechanisms. **Water Science and Technology**, Great Britain, v. 32, n. 03, p. 193-202, 1995.

SILVA, R. M. C. **O bambu no brasil e no mundo.** 45 p. 2005. Disponível em: <<http://www.embambu.com.br>>. Acesso em: 23 dez. 2010.

SOLANO, M. L.; SORIANO, P.; CIRIA, M. P. Constructed wetlands as a sustainable solution for wastewater treatment in small villages. **Biosystems Engineering**, v. 87, n. 01, p. 109-118, 2004.

SONG, Z. W.; WU, L.; YANG, G.; XU, M.; WEN, S. P. Indicator microorganisms and pathogens removal function performed by copepods in constructed wetlands. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, USA, v. 81, n. 05, p.

459-463, nov. 2008. Disponível em:

<<http://www.springerlink.com.w10051.dotlib.com.br/content/792x11p33q28g720/fulltext.pdf>>. Acesso em: 31 jul. 2009.

SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A. C. V.; CABRAL, R. P. B. Desempenho de sistemas *wetlands* no pós-tratamento de esgotos sanitários pré-tratados em reatores UASB. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 9, 2000, Porto Seguro, BA. **Anais...**, Porto Seguro, BA: ABES – IX SILUBESA, 2000. p. 1051-1057.

SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A. V.; LIMA, E. P. C.; HENRIQUE, I. N. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 09, n. 04, p.285-290, out/dez, 2004. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-41522004000400004&script=sci_arttext&tlng=pt>. Acesso em: 04 jul. 2009.

SPERLING, M. von. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Princípios do Tratamento Biológico de águas residuárias. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. 1v.

SPERLING, M. von. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. 452 p.

TONIATO, J. V; ROQUE, O. C. C.; KACZALA, F.; NASCIMENTO, V. B.; ROQUE, D. C. Avaliação de um wetland construído no tratamento de efluentes sépticos. In: CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande, MS. **Resumos...** Campo Grande, MS: ABES, 2005. ref. II-351.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados (“Constructed wetland”) para tratamento de esgoto**: contribuições para concepção e operação. Campinas: UNICAMP, 2003. 210p. Disponível em: <<http://libdigi.unicamp.br/document/?code=vtls000318356>>. Acesso em: 02 fev. 2010.

VALENTIM, M. A.; ROSTON, D. M. Project of constructed wetland for treating septic tank effluent. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 6., set./out. 1998, Águas de São Pedro, SP. **Resumos...** Águas de São Pedro, SP: UNESP, 1998, p.126-129.

VASCONCELLOS, R. M. Info bambu: plantio e morfologia. **Bambu brasileiro**, Rio de Janeiro. 2007. Disponível em: <<http://www.bambubrasileiro.com/info/plantio/index.html>>. Acesso em: jun. 2011.

VIANA, S. M.; MONTAGNOLLI, W.; SANTOS-LUVIZOTTO, R. L.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Macrófitas aquáticas do rio Itaqueri, Itirapina, SP. **Arquivos do Instituto Biológico**, São Paulo, v. 71 (suplemento), p. 01-749, 2004.

VYMAZAL, J.; BRIX, H.; COOPER, P. F.; HABERL, R.; PERFLER, R.; LABER, J. Removal mechanisms and types of constructed wetlands. In: VYMAZAL, J.; BRIX, H.; COOPER, P. F.; GREEN, M. B.; HABERL, R. (Ed.) **Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe**. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers, 1998. p. 17-66.

WATSON, J. T.; SHERWOOD, C. R.; KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L.; WHITEHOUSE, A. E. Performance expectations and loading rates for constructed wetlands. In: HAMMER, D. A. (Ed.) **Constructed wetlands for wastewater treatment: municipal, industrial and agricultural**. Michigan: Lewis Publishers, Cap. 27, 1989. p. 319-352.

YU, X. **Bamboo**: structure and culture utilizing bamboo in the industrial context with reference to its structural and cultural dimensions. Duisburg: Universität Duisburg-Essen, 2007. Disponível em: <http://duepublico.uni-duisburg-essen.de/servlets/DerivateServlet/Derivate-18775/dissertation_yu.pdf>. Acesso em: 07 jun. 2011.

ZANELLA, L. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários**: wetlands-construídos utilizando brita e bambu como suporte. Campinas: UNICAMP, 2008. Disponível em: <<http://libdigi.unicamp.br/document/?code=vtls000443538>>. Acesso em: 04 fev. 2010.